

TESIS DE DOCTORADO EN CIENCIAS BIOLÓGICAS

**CARACTERIZACIÓN DEL RÉGIMEN DE
INCENDIOS, SU RELACIÓN CON EL CLIMA Y
SU EFECTO EN LA RESILIENCIA Y
ESTRUCTURA DE LA VEGETACIÓN.**

Por

Biól. Landi Marcos Alejandro.

Directores: Dra. Laura Marisa Bellis,
Dr. Carlos Marcelo Di Bella

INSTITUTO DE DIVERSIDAD Y ECOLOGÍA ANIMAL
(CONICET-UNC)



FACULTAD DE CIENCIAS EXACTAS, FÍSICAS Y NATURALES
UNIVERSIDAD NACIONAL DE CÓRDOBA.

Córdoba, Argentina

2018

COMISIÓN ASESORA

- Dra. Ana María Cingolani. Instituto Multidisciplinario de Biología Vegetal (CONICET, Universidad Nacional de Córdoba).

DEFENSA ORAL Y PÚBLICA

Lugar y Fecha:

Calificación:

TRIBUNAL

Firma:

Aclaración:

Firma:

Aclaración:

Firma:

Aclaración:

Dedicatoria...

A mis ángeles, Adri y Cami

*Quienes cada mañana me dan fuerzas para seguir en
este camino....*

Quienes siempre esperan con paciencia infinita...

*A ustedes les pido Perdón.... por las incontables
horas que esta vocación me impide pasar a su lado.....*

A mi abuelo

DR. Jorge Landi Dessy

**Quien siempre vive en mi recuerdo y ha sido una fuente
de inspiración....**

**Tan solo espero que estas ideas estén a la altura de tu
memoria....**

A mi abuela Neca

**Por comprender que debía partir... y esperarme hasta
el último suspiro....**

AGRADECIMIENTOS

-A Laura, porque siempre creyó en mí y a pesar de los momentos difíciles apostó por este trabajo.

-A Carlos, por recibirme en forma tan sincera.

-A la Dra. Ojeda Silvia, quien me ayudo con paciencia infinita a desandar los oscuros caminos de la estadística y la matemática.

-Al Dr. Bustos, quien siempre estuvo abierto a escuchar mis ideas y brindar nuevos puntos de vista.

-A Juan, mi compañero de oficina quien siempre estuvo literalmente a mi lado derecho. Me aportó críticas sinceras e ideas para mejorar este trabajo y cuando fue necesario escuchó mi catarsis.

-Al Dr. Kitzberger y a la Dra. Cingolani, quienes siempre se encargaron de forzar mis capacidades un poco más allá.

- A Don Patricio Oriquio por su disposición para ayudarme en el aprendizaje de remote sensing.

- A Gregorio por bancarme en su casa siempre que fue necesario.

En otro Plano

A mis viejos, quienes siempre me acompañaron. Porque desde que era muy pequeño incentivaron mi vocación...

A mi tía Adriana, quien siempre está ahí en las buenas y en las malas.

A mi tía Alicia, quien siempre me incentiva a seguir y al verla me recuerda el trabajo del abuelo.

LISTADO DE PUBLICACIONES DERIVADAS DE LA PRESENTE TESIS

Capítulo 4:

Landi, M. A., Di Bella, C. M., Ojeda, S., Salvatierra, P., Argañaraz, J. P., Bellis, L. M. 2017. Selecting control sites for post-fire ecological studies using biological criteria and MODIS time series data. *Fire Ecology* 13: 1-17.

ÍNDICE

ABREVIATURAS.....	1
RESUMEN.....	3
SUMMARY.....	6
<u>CAPÍTULO 1</u> : INTRODUCCIÓN GENERAL.....	9
1.1 El fuego como factor ecológico.....	9
1.2 El fuego en el Chaco seco argentino.....	19
1.3 Objetivos.....	21
1.4 Hipótesis.....	22
1.5 Área de estudio.....	23
<u>CAPÍTULO 2</u> : INFLAMABILIDAD DE LA VEGETACIÓN EN LOS PAISAJES CHAQUEÑOS: RELACIÓN CON LAS CARACTERÍSTICAS ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LA VEGETACIÓN.....	34
2.1 INTRODUCCIÓN.....	34
Objetivos específicos.....	39
2.2 Hipótesis y predicciones.....	39
2.3 MATERIALES Y MÉTODOS.....	40
2.3.1 Delimitación de las regiones chaqueñas.....	40
2.3.2 Datos satelitales.....	40
2.3.2.1 Detección de incendios.....	40
2.3.2.2 Determinación de coberturas vegetales.....	41
2.3.2.3 Imágenes NDVI.....	42
2.3.3 Análisis de datos.....	43
2.4 RESULTADOS.....	47

2.5 DISCUSIÓN.....	54
CAPÍTULO 3: FACTORES DETERMINANTES DEL PATRON ESPACIAL DE INCENDIOS EN EL CHACO SECO ARGENTINO.....	61
3.1 INTRODUCCIÓN.....	61
Objetivos.....	60
3.2 Hipótesis y predicciones.....	62
3.3 MATERIALES Y MÉTODOS.....	62
3.3.1 Obtención de datos.....	62
3.3.1.1 Detección de incendios.....	63
3.3.1.2 Determinación de factores top-down y bottom-up.....	63
3.3.2 Análisis de datos.....	64
3.3.2.1 Preparación de los datos.....	64
3.3.2.2 Modelado de datos.....	67
3.3.2.3 Autocorrelación espacial.....	68
3.4 RESULTADOS.....	69
3.5 DISCUSIÓN.....	77
<u>CAPÍTULO 4: DETECCIÓN DE SITIOS CONTROL PARA ESTUDIOS ECOLÓGICOS A TRAVÉS DEL PROCESAMIENTO DE SERIES TEMPORALES.....</u>	83
4.1 INTRODUCCIÓN.....	83
Objetivos.....	85
4.2 MATERIALES Y MÉTODOS.....	86
4.2.1 Área de estudio.....	86
4.2.2 Datos satelitales.....	86
4.2.2.1 Construcción de series temporales.....	86

4.2.2.2 Detección de áreas incendiadas.....	87
4.2.2.3 Mapas de vegetación.....	88
4.2.3 Desarrollo teórico de los criterios y métodos estadísticos propuestos.....	88
4.2.4 Testeo del desempeño del método propuesto.....	95
4.2.4.1 Diseño experimental.....	95
4.2.4.2 Comparación de series de tiempo.....	96
4.2.5 Análisis estadístico de los datos.....	97
4.3 RESULTADOS.....	97
4.4 DISCUSIÓN.....	102
<u>CAPÍTULO 5:</u> PATRONES DE RECUPERACIÓN POST-FUEGO DE LA VEGETACIÓN EN EL BOSQUE CHAQUEÑO: RESISTENCIA ESTRUCTURAL Y RESILIENCIA FUNCIONAL.....	106
5.1 INTRODUCCIÓN.....	106
Objetivos.....	111
5.2 Hipótesis y Predicciones.....	112
5.3 MATERIALES Y MÉTODOS.....	112
5.3.1 Diseño de muestreo.....	112
5.3.2 Estimación de variables pre y post-incendio.....	114
5.3.2.1 Mapas de vegetación.....	114
5.3.2.2 Series de tiempo de NDVI y estimación de atributos funcionales.....	114
5.3.2.3 Variables indicadoras del comportamiento del incendio.....	115
5.3.2.4 Precipitación post-incendio.....	116
5.3.3 Análisis estadísticos.....	116
5.3.3.1 Estrategia de modelado de datos.....	117

5.3.3.2 Resistencia estructural.....	117
5.3.3.3 Resiliencia funcional.....	118
5.4 RESULTADOS.....	119
5.4.1 Resistencia estructural.....	119
5.4.2 Resiliencia funcional.....	122
5.4 DISCUSIÓN.....	127
5.4.1 Resistencia estructural.....	127
5.4.2 Resiliencia funcional.....	129
<u>CAPÍTULO 6:</u> DISCUSIÓN GENERAL.....	135
<u>BIBLIOGRAFÍA</u>	141
APÉNDICE A.....	168
APÉNDICE B.....	169
APÉNDICE C.....	172
APÉNDICE D.....	174
APÉNDICE E.....	175

ABREVIATURAS

- AIC: Amplitud del Intervalo de Confianza
- BRT: Boosted regresion tree
- DPP: Diferencia Proporcional Promedio
- ECM: Error Cuadrático Medio
- EVI: Enhanced vegetation index
- FIRMS: Fire Information for Resource Management System
- ISI: Índice de Selección de Ivlev
- $Me_{(QIV)}$: Media aritmética
- MODIS: Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer
- NBR: Normalized Burn Ratio
- NDVI: Normalized vegetation index
- NDVI-EI: Integral estacional de la actividad fotosintética
- NDVI-I: Integral anual de la actividad fotosintética
- PPAN: Productividad primaria aérea neta
- QIV: Cociente índice de vegetación
- $S_{(QIV)}$: Estacionalidad
- $T_{(QIV)}$: Tendencia

RESUMEN

Los incendios son complejos procesos ecológicos que poseen la capacidad de modelar los patrones de distribución, composición y estructura de la vegetación a distintas escalas espacio-temporales. El éxito de las igniciones y la posterior propagación de las llamas están estrechamente relacionados al nivel de inflamabilidad del paisaje, el cual se halla determinado por la inflamabilidad de cada una de las especies presentes en cada cobertura, por las características ambientales y estructurales de cada cobertura y por la forma en que las coberturas se distribuyen en el paisaje. Además la inflamabilidad del paisaje también está determinada por la humedad y la cantidad de cada uno de los combustibles presentes. Estos factores junto con las igniciones y el uso de la tierra con fines productivos interactúan para determinar la distribución espacial de los incendios en el paisaje y las características de los incendios. A su vez, los incendios son eventos que inician un proceso de sucesión, por lo tanto son procesos que están inherentemente unidos a la sucesión vegetal. Sin embargo los ecosistemas poseen mecanismos de resistencia y resiliencia que les confieren la habilidad de resistir el daño generado por las llamas y recuperarse del mismo. En el Chaco seco argentino recientemente se han producido grandes cambios en el uso del suelo que generaron modificaciones en la de inflamabilidad de las coberturas vegetales y en el patrón de distribución espacial de incendio. En base a esto los objetivos de esta tesis fueron: 1) estudiar las diferencias en la inflamabilidad de la vegetación entre distintos tipos de cobertura (bosque, arbustal, pastizal y cultivo) en el Chaco seco argentino, 2) determinar la importancia relativa del clima, la cobertura vegetal del suelo y las actividades humanas sobre la distribución espacial de incendios en el Chaco seco argentino y 3) estudiar los patrones de resistencia estructural y resiliencia funciona post-incendio del bosque en el Chaco seco argentino.

Para cumplir con los objetivos 1 y 2 se utilizaron imágenes MODIS de área quemada y de focos de calor, como así también mapas de vegetación, bases de datos geoespaciales climáticas, poblacionales y productivas. Los resultados muestran que en el periodo 2000-2011 estudiado, el Chaco seco argentino muestra claras diferencias de inflamabilidad entre la región árida y semiárida. A nivel general los resultados obtenidos mostraron que el bosque es la cobertura de menor inflamabilidad. Se detectó que en la región árida la inflamabilidad del arbustal es similar a la del bosque y que en la región semiárida es igual a

la del pastizal y el cultivo. En el bosque el nivel de biomasa no propició la ocurrencia de incendios y en el pastizal existen factores locales que ocultan la relación entre las precipitaciones y la ocurrencia de incendios.

En cuanto a la importancia relativa de los factores que determinan la distribución espacial de incendios, se observó que la presencia de pastizal fue el factor más importante. A su vez, las actividades de desmonte para la agricultura y ganadería tendrían un efecto importante. También se detectó que el efecto de las condiciones climáticas sobre la ocurrencia de incendio estuvo determinado por el tipo de cobertura presente, en las zonas chaqueñas dominadas por cobertura de bosque la ocurrencia de incendios se incrementó con el déficit hídrico, mientras que en zonas con pastizal la ocurrencia de incendios fue máxima con niveles de déficit hídrico intermedio. Además los datos mostraron que la ganadería podría estar incrementando la inflamabilidad del bosque.

Para cumplir el objetivo 3 fue necesario desarrollar una metodología basada en criterios biológicos y test estadísticos para analizar de series temporales de índices de vegetación satelitales. La metodología propuesta permite seleccionar sitios control con igual patrón de actividad fotosintética pre-incendio que la parcela quemada, lo que permite utilizar un diseño experimental apareado. Dicha metodología demostró un desempeño satisfactorio desde el punto de vista biológico y pudo ser implementada en forma exitosa para estudiar los patrones de resiliencia post-fuego de la vegetación. Además, para cumplir con dicho objetivo se utilizaron imágenes satelitales Landsat 5 TM para detectar nueve áreas de bosque que se quemaron en el año 2003 en la provincia de Santiago del Estero. Dentro de estas áreas se seleccionaron un total de 85 parcelas quemadas. Mediante el uso de mapas de vegetación e imágenes QuickBird se aseguró que todas las parcelas fueran bosques antes del incendio y también se determinó si ocho años después del incendio las parcelas permanecían como bosque o estaban en un estado sucesional de arbustal. Con el objetivo de determinar los factores que afectan la resistencia estructural (probabilidad de permanecer como bosque después del incendio) y la resiliencia funcional del bosque (recuperación del funcionamiento fotosintético), se estimó el estado pre-incendio de la vegetación mediante atributos funcionales satelitales, la intensidad, severidad y tamaño de cada incendio y la precipitación post-incendio. Además ocho años después del incendio se compararon las diferencias del funcionamiento fotosintético de las parcelas que permanecieron como

bosque y las que cambiaron a arbustal. Los resultados muestran que el 53 % de las parcelas de bosque que se quemaron se transformaron en arbustal luego de los incendios del 2003. La probabilidad de permanecer como bosque después del incendio estuvo determinada por la severidad del incendio y las características de la fenología foliar de los árboles. Los atributos funcionales muestran diferentes patrones de recuperación post-incendio entre sí, aquellos parámetros relacionados a las condiciones atmosféricas de invierno y principio de primavera fueron los que presentaron menor nivel resiliencia. A su vez, la recuperación post-incendio de la productividad primaria neta fue resultado de la interacción entre la severidad con la productividad pre-incendio y las características de la fenología foliar pre-incendio del bosque. En parcelas con severidad elevada la resiliencia post-incendio de la productividad estuvo determinada por la productividad pre-incendio. Mientras que en parcelas con severidad moderada la capacidad de recuperación se vio afectada por las características pre-incendio fenología foliar de las plantas.

SUMMARY

Wildland fires are complex spatial-temporal processes which are able to modify distribution patterns, composition and structure of the vegetation across the landscape. The success of the ignitions and the posterior propagation of the flames are close related with the flammability level of the landscape. The last is determined by the flammability of the each species in each plant cover, also by environmental and structural characteristics of each plant cover and by the distribution of these troughs the landscape. Flammability is also determined the moisture and amount of each fuel present. All these factors along with the ignitions interact to determine spatial distribution of the wildland fires trough the landscape and the characteristics of these. Also wildland fires are disturbs that begin the succession, as a consequence are processes that are close related to vegetal succession. However, ecosystems have resistance and resilience mechanism that enable them to resist the flames damage and to recover. In the dry Chaco of the Argentine there have been great land cover changes that modified cover flammability. The main aim of this thesis were, 1) study flammability differences of the plant covers (forest, shrubland, grassland and crops), 2) determine the relative importance of the clime, land cover and human activities on the spatial distribution of the wildland fires in the dry Chaco and 3) study the structural resistance and functional resiliencia patterns of the forest in the dry Chaco.

To meet the objectives 1 and 2 we used MODIS images of burned area and MODIS hotspot, as well as vegetation maps, geospatial data bases about climate, human populations and productive activities. Results show that there are great flammability's differences between the arid and semiarid regions. Forest was the less flammable cover, also we detected that in the arid region shrubland had a flammability level similar to forest cover, and that in the semiarid region had a flammability level similar to grassland and crop cover. In the forest the biomass level did not promote the occurrence wildland fire, and that in grassland cover there were local drivers that faded the precipitations effect.

Regarding to the relative importance of the fire drivers that determine spatial distribution of wildland fires, results showed that grassland was the most important driver. Land clearance for crops and cattle had a great effect on the wildland fire incidence. Also we detected that the effect of the climatic conditions on the occurrence of wildland fires, was determined by the land cover. In areas almost all occupied by forest, wildland fires

increased with water deficit, whereas in areas with a lot of grassland wildland fires were higher at intermediate water deficit levels. Results also showed that cattle raising could increase the forest flammability.

To meet the objective three a statistical methodology were developed to analyse time series of spectral vegetation index with the aim to select control sites with the same pre-fire photosynthetic activity pattern than burned sites. This is useful to select control sites, which is the one of the basic requisites to implement an appeared experimental design. The results show that from biological point of view the proposed methodology had a satisfactory performance; therefore it could be implemented successfully to study post-fire recovery patterns of the vegetation. Also, to meet the objective 3 were used Landsat 5 TM images to detect nine forest located in Santiago del Estero and were burned in 2003, inner of these burned areas 85 burned plots were located. Vegetation maps and Quickbird images were used to ensure that all burned plots was forest before the wildland fire, also the eight years after fires the maps and images were used to determine if the burned plots remained as forest or change to shrubland. With the aim to determine the effect of the factors related to structural resistance and functional resilience of the forest, pre-fire functional satellite attributes of the vegetation were estimated, fire intensity, fire severity and burned were also estimated, lastly post-fire precipitations were estimated. In addition eight years after fire there were compared the functional attributes of burned plots that remained as forest and those that changed to shrubland. Result showed that 53 % of forest burned plots changed to a shrubland successional stage. Forest probability to remain as forest after wildland fire was determined by fire severity and by the pre-fire characteristics of the foliar phenology of the trees. Functional attributes shown different post-fire recovery patterns between them, those attributes related with winter and early spring had lower resilience levels. Also, in burned plots with high severity, post-fire resilience of the aboveground primary production was determined by the pre-fire productivity, whereas in burned plots with moderate severity post-fire resilience of the aboveground primary production was related to pre-fire characteristics of the foliar phenology of the trees.

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN GENERAL

1.1 El fuego como factor ecológico

Los incendios se originan a partir de igniciones ya sean accidentales o intencionales, y si las condiciones son propicias el incendio posee la potencialidad de quemar toda la vegetación a su alrededor (DellaSala & Hanson, 2015). Las escalas espaciales y temporales de los incendios van desde los metros y segundos hasta los kilómetros y semanas (Figura 1.1) (Falk *et al.*, 2007); mientras que las consecuencias de los mismos van desde meses (Diaz-Delgado *et al.*, 2002; Kinoshita & Hogue, 2011) hasta décadas y siglos (Bataineh *et al.*, 2006; Cavallero *et al.*, 2015). Por lo tanto, los incendios constituyen procesos ecológicos complejos que poseen la capacidad de modelar los patrones de distribución, composición y estructura de la vegetación a distintas escalas espacio-temporales (Morgan *et al.*, 2001). El consumo o daño de la biomasa por parte de las llamas es el principal mecanismo mediante el cual los incendios modifican el entorno (Whelan, 1995; Miyanishi & Johnson, 2007). A su vez, el efecto de las llamas también está asociado a otros procesos como las alteraciones generadas en el ciclo hidrológico (Kinoshita & Hogue, 2011) y de nutrientes (Wallace, 2004). Actualmente, se conocen los principios físicos y químicos que gobiernan los procesos de la combustión de biomasa, debido a que estos son los mismos para todos los incendios ya que estos no evolucionan ni cambian en el tiempo ni el espacio (Whelan, 1995). En cambio, la forma en que los factores ambientales interactúan entre sí para determinar las características del régimen de incendios varían de un ecosistema a otro y a través del tiempo, por lo cual son menos comprendidos (Di Bella *et al.*, 2006; Archibald *et al.*, 2012; Argañaraz *et al.*, 2015). Teniendo en cuenta que los efectos que generan los incendios sobre el ecosistema están relacionados a las características del régimen de incendios (McKenzie *et al.*, 2011), es indispensable conocer los procesos y los determinantes ambientales que modelan el mismo.

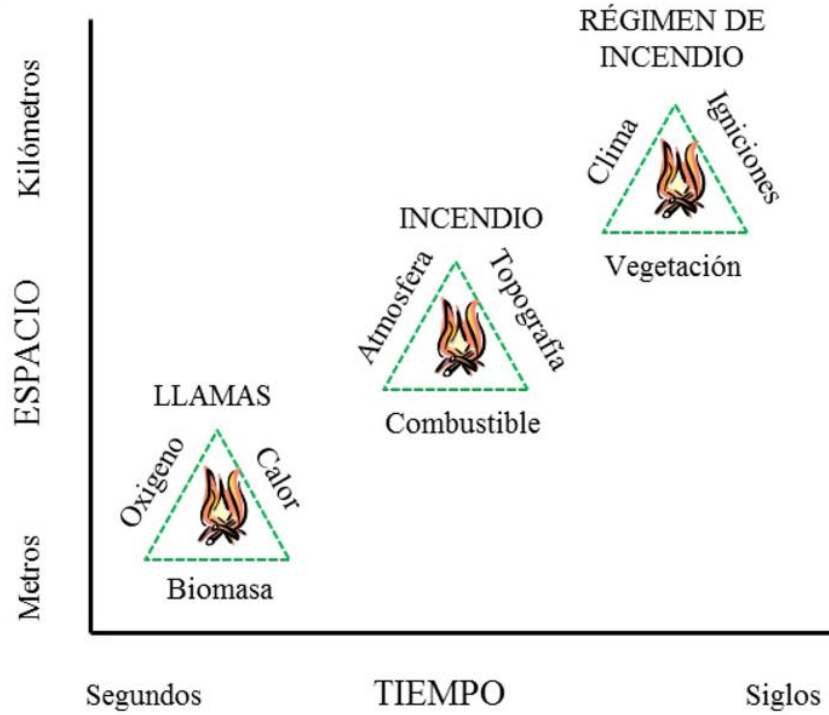


Figura 1.1. Escalas espaciales y temporales relevantes para el estudio de los incendios. Adaptado de Mckenzie, (2011).

Entre los parámetros que caracterizan el régimen de incendios se pueden mencionar la estacionalidad, frecuencia, severidad, intensidad, tamaño y el patrón de distribución espacial de los incendios (Falk *et al.*, 2007). Estas características están principalmente determinadas tanto por la cantidad de igniciones presentes en el paisaje, como por la probabilidad de que estas sean exitosas y logren prosperar para generar un incendio (Turner *et al.*, 1989). Una vez iniciado el incendio, el tamaño y la configuración espacial están determinados principalmente por la capacidad que posee de propagarse a través del paisaje, es decir la capacidad que poseen las llamas de desplazarse e iniciar el proceso de combustión en la vegetación adyacente (Archibald *et al.*, 2012). La probabilidad de que una ignición prospere y se convierta en incendio, como así también la capacidad de propagación de las llamas, están fuertemente influenciadas por múltiples factores que interactúan entre sí a diversas escalas espaciales y temporales (Figura 1.1) y determinan la configuración espacial de la inflamabilidad de la vegetación presente en el paisaje (Sullivan, 2009). Dicha configuración va a determinar las regiones del paisaje donde es más probable que una ignición prospere, como así también las regiones por donde el incendio puede propagarse

(Turner *et al.*, 1989). En paisajes en los cuales existe una elevada conectividad de los combustibles de elevada inflamabilidad, en general se producen pocos incendios de gran tamaño; mientras que en paisajes en los cuales la conectividad entre las zonas de alta inflamabilidad es escasa, se generan una mayor cantidad de incendios más pequeños (Abades *et al.*, 2014).

La inflamabilidad del paisaje está determinada principalmente por la topografía y el estado climatológico del tiempo (Santana & Marrs, 2014; Holsinger *et al.*, 2016); además también está determinada por el nivel de inflamabilidad de cada una de las coberturas vegetales que componen el paisaje, por la cantidad y continuidad de la biomasa combustible (Palma *et al.*, 2007; Ghermandi *et al.*, 2016) y por el contenido de humedad de los combustibles (Argañaraz *et al.*, 2016). A nivel de biomas la cantidad de combustible y el contenido de humedad de los mismos son propiedades fuertemente influenciadas por la temperatura y la precipitación, ya que estas últimas poseen un marcado efecto sobre la productividad primaria neta y la tasa de desecación de los combustibles (van der Werf *et al.*, 2008). En este marco diversos autores han propuesto recientemente la hipótesis pirogeográfica de la productividad intermedia, en la cual postulan que la máxima frecuencia de incendios se produciría en ecosistemas con niveles de productividad y aridez intermedia (van der Werf *et al.*, 2008; Krawchuk & Moritz, 2011; Pausas & Ribeiro, 2013). Este patrón se debería a que en ecosistemas con características intermedias, periódicamente se generarían pulsos de precipitación y sequía, los cuales producen procesos de acumulación y desecación del combustible que predisponen al sistema a quemarse. A su vez, en el trabajo de Meyn *et al.*, (2007) los autores han propuesto clasificar a los ecosistemas en base a cuál es el principal factor limitante para la propagación de incendios, si el contenido de humedad o la cantidad y continuidad del combustible. Los autores no delimitan en forma precisa los rangos de contenido de humedad y cantidad de combustible; no obstante sugieren que en ecosistemas áridos a semiáridos dominados por vegetación xerófila, todos los años se genera una estación de sequía lo suficientemente prolongada e intensa para desecar los combustibles. Por lo tanto en dichos ecosistemas la principal limitante para la propagación de los incendios es la cantidad y continuidad del combustible. En consecuencia se espera que ocurran grandes incendios luego de un periodo con

precipitaciones mayores a lo normal, debido a la mayor cantidad y continuidad del combustible. Entre estos ecosistemas se pueden mencionar el ecotono entre pastizal y bosque de la región Noroeste de Argentina (Grau & Veblen, 2000), los pastizales y arbustales de California (Knapp, 1998) o las sabanas secas de África (Love & Downey, 1986). A su vez, en ecosistemas húmedos donde la disponibilidad hídrica no es una limitante para la generación de biomasa y no todos los años se generan condiciones de sequía lo suficientemente intensas y prolongadas para secar los combustibles, los autores proponen que la propagación de los incendios está limitada por el estado de humedad del combustible. En estos ecosistemas se espera que ocurran grandes incendios luego de un periodo con precipitaciones menores a lo normal. Entre estos ecosistemas se pueden mencionar los bosques boreales (Stocks *et al.*, 2002) y los bosques subalpinos de coníferas de América del norte (Turner *et al.*, 2003), los bosques lluviosos andino patagónicos (Kitzberger *et al.*, 1997) y las selvas lluviosas como el Amazonas (Cochrane & Schulze, 1998).

Si bien dicho esquema conceptual es útil para explicar patrones a nivel global, los autores destacan que dentro de cada ecosistema existe un elevado nivel de variabilidad que no puede ser explicado por este modelo (Krawchuk & Moritz, 2011; Pausas & Ribeiro, 2013). Esto puede deberse a que en dicho esquema conceptual los autores no toman en cuenta el efecto que poseen tanto la fisonomía de las coberturas vegetales como las características estructurales y la arquitectura de cada una de las especies, las cuales interactúan para determinar el nivel de inflamabilidad de la cobertura vegetal (Gill & Zylstra, 2005; Sullivan, 2009; Kitzberger *et al.*, 2012; Ghermandi *et al.*, 2016). El diámetro de los combustibles es una de las características estructurales más importantes para determinar la inflamabilidad de la vegetación, debido a que el tiempo de desecación y de ignición de los combustibles se incrementa con el grosor de los mismos (Anderson, 1982; Bianchi *et al.*, 2004). En consecuencia los combustibles herbáceos finos tienden a ser más inflamables que los combustibles leñosos gruesos. Debido a esto las coberturas de pastizal son altamente inflamables, ya que se caracterizan por tener una elevada relación combustible fino/grueso, junto con una elevada tasa de desecación debido a la falta de un dosel que lo proteja del viento y los rayos del sol (Anderson, 1982). En contraste, el bosque

se caracteriza por ser más húmedo y frío que el arbustal y el pastizal (Chen *et al.*, 1999), poseer una mayor abundancia de combustibles gruesos y menor tasa de desecación de los combustibles (Bianchi *et al.*, 2014). En consecuencia, poseen un nivel de inflamabilidad inferior a las coberturas de arbustal y pastizal (Holz *et al.*, 2012; Kitzberger *et al.*, 2012; Paritsis *et al.*, 2015), por lo cual en ecosistemas de sabanas suelen ser considerados como barreras para la propagación de incendios (Turner *et al.*, 1989; Abades *et al.*, 2014; van Nes *et al.*, 2014). Teniendo en cuenta dichas diferencias de inflamabilidad entre las coberturas, el efecto de la biomasa acumulada sobre la capacidad de propagación de los incendios dependería de las características de las comunidades vegetales presentes en el paisaje (Meyn *et al.*, 2007). Esto se debe a que un incremento en la cantidad y continuidad de combustibles altamente inflamables, será acompañado de un incremento de la inflamabilidad del paisaje, mientras que un incremento de la cantidad y continuidad de combustibles de baja inflamabilidad tendría el efecto opuesto.

Las comunidades vegetales presentes en el paisaje no solo están determinadas por las condiciones ambientales, sino también por las actividades humanas las cuales han generado drásticas modificaciones en el uso del suelo (Turner, 2010). A su vez, dichas modificaciones han generado alteraciones en los regímenes de incendios a nivel global (Flannigan *et al.*, 2013). En este sentido algunos autores citan a la ganadería como una actividad con fuerte impacto en el régimen de incendios, debido principalmente a la remoción de biomasa de pastizal (Bond & Keeley, 2005), proceso que cobra especial relevancia en ecosistemas limitados por la cantidad y continuidad del combustible (Meyn *et al.*, 2007). Además, la ganadería también posee un fuerte impacto en la estructura de la vegetación, debido a que el ramoneo del ganado puede retrasar o incluso impedir el proceso de sucesión secundaria del bosque, dejando a la vegetación en un estado de bosque secundario o incluso de arbustal (Adamoli *et al.*, 1990; Vera, 2000). Además, las actividades de desmonte de los bosques tanto primarios como secundarios para generar tierras para pasturas y agricultura poseen un efecto marcado sobre el régimen de incendios. Esto se debe tanto a la fragmentación de la cobertura de bosque, como al uso del fuego como herramienta para la remoción de la biomasa (Archibald *et al.*, 2009; Morello & Rodríguez, 2009). En consecuencia, los cambios en el uso del suelo se hallan estrechamente

relacionados con el estado y configuración espacial de la vegetación y por ende con el nivel de inflamabilidad del paisaje. Estas modificaciones junto con las alteraciones en los patrones climáticos a nivel global, no solo han modificado la frecuencia, el tamaño y la distribución espacial de los incendios (McKenzie *et al.*, 2011), sino que también han modificado la intensidad y severidad de los incendios (Flannigan *et al.*, 2013). Estos dos parámetros también son vitales para caracterizar el régimen de incendios, ya que la intensidad se define como la cantidad de energía liberada por el frente de fuego y la severidad como la pérdida o cambio de la biomasa tanto superficial como subsuperficial (Key, 2006; Lentile *et al.*, 2006; Keeley, 2009). En consecuencia, las modificaciones en el régimen de incendios poseen profundos efectos en la respuesta post-incendio de la vegetación.

Los incendios son sucesos que inician un proceso de sucesión (Millington *et al.*, 2009) debido a la capacidad que poseen de remover la biomasa aérea del sistema. En consecuencia tanto la estructura post-incendio (Johnson & Miyanishi, 2007; Tálamo & Caziani, 2003; Perry *et al.*, 2011) como la biodiversidad (Turner *et al.*, 1997, 1999) y las condiciones de temperatura y humedad de la vegetación (Cavallero *et al.*, 2015) son diferentes a las que existían antes del incendio. A raíz de esto, el régimen de incendios propio de cada ecosistema ejerce una fuerte influencia sobre las comunidades vegetales presentes en el paisaje. Los cambios post-incendio producidos tanto en las condiciones ambientales como en la estructura y biodiversidad de la vegetación se deben a la mortalidad diferencial de las diferentes especies ante el paso del fuego (Whelan, 1995; Clarke *et al.*, 2013), la remoción de biomasa vegetal y a las alteraciones en las propiedades del suelo (Keeley, 2009). Dichos procesos generan la liberación de recursos como luz, nutrientes y espacio (Goodwin & Sheley, 2001; Cavallero *et al.*, 2015), los cuales son aprovechados por especies típicas de estados sucesionales tempranos durante la recolonización del área quemada. Las características del proceso de recuperación post-incendio de la vegetación van a depender tanto de las características del incendio (severidad e intensidad, Johnson & Miyanishi, 2007; Diaz-Delgado *et al.*, 2002; Di Mauro *et al.*, 2014), como de la estabilidad del ecosistema (resistencia y resiliencia, Beisner *et al.*, 2003; Folke *et al.*, 2004) y las condiciones ambientales post-incendio (Casady *et al.*, 2010).

Uno de los componentes de la estabilidad del sistema es la resistencia, la cual se puede definir como la máxima perturbación que el ecosistema puede soportar antes de alcanzar un límite que lo fuerce a cambiar a otro estado (Folke *et al.*, 2004). En relación a los incendios forestales los mecanismos de resistencia pueden estar relacionados a las estrategias adaptativas que predisponen al sistema a evitar un incendio de copa, los cuales consumen la mayoría de la biomasa aérea del dosel del bosque (Perry *et al.*, 2011) y llevan al sistema a un estado sucesional más temprano con una fisonomía diferente. Entre dichas estrategias se pueden mencionar la inflamabilidad de los tejidos (Cruz *et al.*, 2004; Saura-Mas *et al.*, 2010), debido a que los tejidos menos inflamables poseen temperaturas y tiempo de ignición elevados junto con una menor capacidad de propagar las llamas (Gill & Zylstra, 2005). Además, la continuidad vertical de los combustibles y la densidad de copa también son aspectos importantes, ya que una continuidad vertical y densidad de copa reducidas dificultan que las llamas se propaguen y alcancen el dosel del bosque (Schwilk, 2003; Cruz *et al.*, 2004). El otro componente de la estabilidad del ecosistema es la resiliencia, la cual hace referencia a la capacidad que posee el sistema al recuperar las condiciones que existían antes del disturbio (Beisner *et al.*, 2003; Di Mauro *et al.*, 2014). Los mecanismos de resiliencia se hallan relacionados a las estrategias adaptativas que posee la vegetación frente a los incendios, entre estas se pueden mencionar la capacidad tanto de rebrotar y crecer como a la capacidad que poseen recolonizar el área quemada por medio de semillas (Whelan, 1995; Johnson & Miyanishi, 2007). Además, la resiliencia post-incendio del sistema estará influenciada por la cantidad de biomasa consumida por las llamas y la mortalidad post-incendio (Johnson & Miyanishi, 2007; Beisner *et al.*, 2003; Casady *et al.*, 2010). En incendios que poseen elevada intensidad, las llamas pueden generar daños importantes en los tejidos vegetales disminuyendo su capacidad de rebrotar y aumentando la mortalidad de las plantas (Bravo *et al.*, 2014). Además, es necesario reponer no solo una mayor cantidad de biomasa sino también mayor cantidad de reservas de carbohidratos, los cuales son esenciales para la supervivencia de las especies rebrotadoras (Clarke *et al.*, 2013). Por lo tanto luego de un incendio de elevada intensidad el proceso de recuperación podría verse afectado con más fuerza por los factores que limitan la productividad, que luego de un incendio de baja intensidad. En cambio en ecosistemas donde predominan las plantas que germinan luego del incendio, la resiliencia de la vegetación se incrementa con

la intensidad y severidad del incendio (Casady *et al.*, 2010).

Idealmente para comprender la estabilidad del sistema en forma completa es necesario estudiarla tanto desde el punto de vista estructural de la vegetación como del punto de vista funcional, el cual estudia las tasas de intercambio de materia y energía ya que estos son los procesos que permiten mantener el funcionamiento del sistema (Cabello *et al.*, 2012). Esto se debe a que la única forma de garantizar la estabilidad total del sistema es manteniendo y/o recuperando tanto la estructura del bosque como las tasas de intercambio de materia y energía. Sin embargo, la estructura del bosque posee procesos de recuperación que es necesario medirlos en décadas o siglos (Cavallero *et al.*, 2015), mientras que algunos parámetros funcionales, como por ejemplo los patrones de actividad fotosintética, presentan procesos de recuperación más veloces. Sin embargo, la recuperación de los patrones de actividad fotosintética y de la productividad primaria neta sin una recuperación de la fisonomía original de la vegetación, implica una recuperación solamente en el aspecto cuantitativo, ya que los procesos funcionales post-incendio del nuevo estado sucesional ocurren por vías diferentes a las del sistema original. En consecuencia pocos años después del disturbio se pueden medir y comparar los procesos de recuperación post-incendio del funcionamiento de la vegetación entre parcelas que mantuvieron su estructura de bosque y parcelas en las cuales se produjo un cambio en la estructura (Van Leeuwen *et al.*, 2010; Casady *et al.*, 2010; Di 2255 Mauro *et al.*, 2014). En este último caso los sensores remotos son una herramienta muy útil para monitorear el proceso de recuperación funcional post-fuego del ecosistema (Paruelo, 2008; Alcaraz-Segura *et al.*, 2004), debido a que los mismos proveen en forma regular y periódica imágenes de índices de vegetación como el NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) que poseen una estrecha relación la actividad fotosintética y la productividad primaria aérea neta (Baret *et al.*, 1989; Baret & Guyot, 1991) (Apéndice B.1). Además, el uso de sensores remotos permite calcular atributos funcionales que describen el patrón anual de actividad fotosintética y captan las etapas claves y la magnitud de los eventos fenológicos relacionados a la captación de carbono y generación de biomasa (Jobbágy *et al.*, 2002; Zhang *et al.*, 2003; Pettorelli *et al.*, 2005) (Apéndice B.2). Una técnica útil para estudiar los patrones de recuperación funcional de la vegetación es la comparación del sitio quemado con un sitio control no quemado

(Veraverbeke *et al.* 2010). Esta técnica asume que si el incendio no hubiera ocurrido, el sitio quemado y control no quemado tendrían el mismo patrón de actividad fotosintética (Lhermitte *et al.* 2010); sin embargo, según el conocimiento del autor aún no se ha desarrollado una metodología basada en criterios biológicos que permita seleccionar dichos sitios control.

En sistemas resilientes al fuego existen dos tipos de estrategias básicas que permiten a las especies persistir en el paisaje después de un incendio, una de ellas es la capacidad de los individuos adultos de sobrevivir y rebrotar y la otra la capacidad de reclutar nuevos individuos a partir de semillas (Pausas & Verdú, 2005; Paula & Pausas, 2008; Clarke *et al.*, 2013). Si bien existen especies que poseen ambas estrategias, la evidencia sugiere que la adquisición de una estrategia reduce la capacidad de adquirir la otra (Paula & Pausas, 2008), y que el balance entre ambas estrategias en una especie depende de su historia biogeográfica, de la historia de incendios y otros disturbios presentes en el ecosistema y de las condiciones ambientales (Pausas & Keeley, 2014). De esta forma, en la literatura se utilizan los términos de síndrome “reclutador” o “rebrotador” para referirse a la preferencia de una u otra estrategia (Bell, 2001; Lloret *et al.*, 2005). La evidencia actual sugiere que la estrategia de reclutadora depende de la presencia de grandes bancos de semillas, de la supervivencia post-fuego de los mismos y de una frecuencia e intensidad de fuego elevadas (Clarke *et al.*, 2014; Pausas & Keeley, 2014). A su vez también son importantes los filtros ambientales para el establecimiento de renovales como por ejemplo los niveles de luz, humedad, tipo de suelo y el nivel de predación de semillas (Whelan, 1995; Norden *et al.*, 2009; Torres & Renison, 2016). En ambientes con bajos niveles de productividad, elevado déficit hídrico e intervalos de retorno de fuego prolongados la estrategia de rebrote sería más exitosa, ya que el déficit hídrico y la baja productividad disminuyen el éxito de los renovales, mientras que los periodos prolongados entre incendios permitirían la recuperación de reservas necesarias para el rebrote a la vez que disminuye la viabilidad del banco de semillas (Pausas & Keeley, 2014). En las especies con estrategia rebrotadora cobran relevancia la disponibilidad de yemas y el aislamiento térmico de las mismas (Lamont *et al.*, 2011; Pausas *et al.*, 2016); como así también la disponibilidad de carbohidratos de reservas (Clarke *et al.*, 2013) y la inflamabilidad de los tejidos vegetales

(Bond & Midgley, 2001). Estas estrategias adaptativas les permiten a las plantas sobrevivir en el régimen de incendio en el cual han evolucionado (Keeley, 2012). Por lo tanto, las alteraciones o modificaciones en los parámetros que caracterizan el régimen de incendios pueden, amenazar la persistencia de dichas especies vegetales en el ecosistema (Keeley *et al.*, 2011), alterando la dinámica sucesional de la vegetación.

Las modificaciones en el estado sucesional de la vegetación, provocan a su vez cambios en la inflamabilidad de la vegetación (Moritz *et al.*, 2004; Kitzberger *et al.*, 2012). En el modelo clásico generado en Norteamérica, para bosques templados de coníferas (Johnson *et al.*, 2001; McKenzie *et al.*, 2011; DellaSala & Hanson, 2015), la inflamabilidad tiende a incrementarse con el tiempo transcurrido desde el último incendio como consecuencia del incremento de la cantidad y continuidad del combustible vegetal (Palma *et al.*, 2007; Van Leeuwen, 2008). Según este modelo, la inflamabilidad de la vegetación sería mínima inmediatamente después del incendio y alcanzaría un máximo varias décadas después, cuando el bosque alcanza su máximo desarrollo y posee una gran acumulación de biomasa (DellaSala & Hanson, 2015). En dicha etapa de la sucesión, se favorecería la ocurrencia de incendios de grandes dimensiones y elevada intensidad que iniciarían el proceso de sucesión. Bajo esta dinámica de incendios forestales, el paisaje tiende a transformarse en un mosaico cambiante con múltiples parches de vegetación en diferentes estados de la sucesión cíclica (Millington *et al.*, 2009; Kitzberger *et al.*, 2012).

Sin embargo, actualmente existe un creciente número de evidencias que sugiere que dicho paradigma desarrollado en Norteamérica para bosques de coníferas no es válido para todos los ecosistemas. En bosques andino patagónicos (Mermoz *et al.*, 2005; Kitzberger *et al.*, 2012), bosques esclerófilos de Australia (Bowman, 2000) y de Norteamérica (Odion *et al.*, 2004, 2010) se ha detectado que el bosque secundario y el arbustal o pastizal post-incendio poseen un nivel de inflamabilidad superior a la del bosque maduro. Existen diversos procesos por los cuales la inflamabilidad de bosque puede disminuir a medida que se desarrolla, entre los cuales se pueden mencionar la reducción de la continuidad vertical del combustible como resultado de la exclusión competitiva de las especies del sotobosque (Azuma *et al.*, 2004), un incremento de los combustibles gruesos presentes en el mantillo

los cuales retardan la propagación de los incendios (Kitzberger *et al.*, 2012) y una reducción en la cantidad de biomasa de gramíneas debido a la menor disponibilidad de luz bajo el dosel del bosque maduro (Agee, 1993). En sistemas que poseen esta dinámica temporal de la inflamabilidad, el bosque secundario y el arbustal post-incendio generan condiciones que favorecen la ocurrencia de nuevos incendios y por lo tanto también favorecen su permanencia en dicho estado sucesional (Kitzberger *et al.*, 2012). En consecuencia, si bien el arbustal posee el potencial para transformarse nuevamente en un bosque maduro, las modificaciones en el régimen de incendios pueden generar una dinámica de estados alternativos estables entre el bosque y el arbustal (Kitzberger *et al.*, 2012; Fletcher *et al.*, 2014). Esta dinámica puede desencadenar un proceso en el cual el arbustal se quema en forma reiterada (Kitzberger *et al.*, 2012), lo cual afectaría negativamente la regeneración de las especies leñosas ya sean arbóreas o arbustivas y favorecería la ocurrencia de zonas de pastizal y sabanas (Accatino & De Michele, 2013; Fletcher *et al.*, 2014; van Nes *et al.*, 2014). Esto se traduciría en un incremento de la propagación de los incendios a través del paisaje.

1.2 El fuego en el Chaco seco argentino

A pesar de que el fuego no habría sido un factor evolutivo importante en el Chaco seco, diversas especies características de la región presentan estrategias adaptativas que facilitan la persistencia de las mismas frente a los incendios (Jaureguiberry, 2012). Por ejemplo, la presencia de una corteza gruesa es una estrategia de resistencia importante para especies arbóreas como el *Aspidosperma quebracho-blanco* Schlecht, *Schinopsis lorentzii* Schlecht, *Prosopis nigra* Griseb y *Prosopis alba* Griseb, ya que disminuye el daño generado por las llamas en la parte aérea de la planta e incrementa la probabilidad de sobrevivir luego del incendio (Bravo *et al.*, 2008). A su vez, la capacidad de rebrote post-fuego es una importante estrategia de resiliencia, ya que permite a las plantas no solo sobrevivir sino también recuperar la biomasa consumida durante el incendio y restablecer la estructura del bosque (Clarke *et al.*, 2013; Araújo *et al.*, 2017). Esta estrategia ha sido documentada en diversas especies como *Prosopis chilensis* (Molina) Stuntz emend, *S. lorentzii* y *A. quebracho-blanco*, *Schinus spp.*, *Larrea divaricata* Cav. y *Elionorus muticus* Spreng (Jaureguiberry *et al.*, 2012; Bravo *et al.*, 2014; Herrero *et al.*, 2016).

A su vez, el fuego ha jugado un papel importante en el Chaco seco como agente modelador del paisaje, debido a que el mismo es un factor clave en el balance entre la superficie cubierta especies leñosas y herbáceas (Bucher, 1982). Esto se debe a que los incendios contribuyen a generar áreas abiertas las cuales pueden ser colonizadas por diversas especies características de los pastizales (Morello & Saravia Toledo, 1959; Adamoli *et al.*, 1990) como por ejemplo *E. muticus*, *Trichloris crinita* Lag. Parodi, *Trichloris pluriflora* E. Fourn y *Setaria argentina* R.A.W. Herm (Bucher, 1982; Bravo *et al.*, 2001; Kunst, 2011). Aunque el efecto del fuego no ha sido parejo en toda la región, ya que debido a la escasa disponibilidad hídrica los pastizales tienden a ser escasos en el oeste y sur de la región chaqueña (Bucher, 1982), donde se hallan solamente en los cordones serranos y zonas inundables (Zak & Cabido, 2002). Con la llegada de los colonizadores se introdujo la actividad ganadera en la región, lo que generó una disminución del potencial forrajero en las zonas más húmedas de la región (Adamoli *et al.*, 1990), lo cual produjo una disminución en la frecuencia de incendios debido a la escases de combustible fino (Bucher, 1982). A principios de 1900, la expansión de las vías ferroviarias junto con la apertura de nuevas rutas permitió el incremento de la presencia del hombre en la región (Brailovsky, 1991). Esto trajo aparejado un incremento de la actividad productiva como la extracción de *S. lorentzii* para la producción de taninos hasta 1950 (Zarrilli, 2004) y un fuerte incremento en la carga ganadera (Adamoli *et al.*, 1990). Estas actividades generaron grandes cambios en cuanto a la composición de especies y estructura de la vegetación, favoreciendo la aparición de bosque secundario dominado por especies arbóreas como *P. alba*, *P. nigra* y *Prosopis ruscifolia* Griseb y de zonas de vegetación dominadas por diferentes tipos de arbustal (*tuscal* y *jarillal*) (Morello & Saravia Toledo, 1959). Dichas formaciones muchas veces poseen una abundante cobertura de pastos creciendo entre los arbustos (Sarmiento, 1963) lo que incrementa la inflamabilidad de la cobertura. Estos cambios en la estructura y composición de la vegetación pueden haber generado grandes cambios en la ecología del fuego del ecosistema chaqueño, ya que cada una de estas coberturas presenta diferentes niveles de inflamabilidad y están compuestas por formas de vida con diferentes estrategias de persistencia ante los incendios.

A pesar de la importancia ecológica que poseen los incendios en el Chaco seco

argentino y de los profundos cambios que han sufrido los factores que lo determinan, el conocimiento del régimen de incendios y sus efectos sobre el ecosistema aún es fragmentario (Bravo *et al.*, 2001). Actualmente se conoce que la mayoría de las especies chaqueñas leñosas, gramínoideas y herbáceas latifoliadas poseen la capacidad de rebrotar luego del incendio (Jaureguiberry *et al.*, 2011; Casillo *et al.*, 2012; Torres *et al.*, 2014; Jaureguiberry & Díaz, 2015; Bravo *et al.*, 2014; Herrero *et al.*, 2016). Además se conoce que en general las semillas pierden viabilidad frente a pulsos de calor superiores a 120 °C (Jaureguiberry, 2012) y que el establecimiento post-incendio de las plántulas se ve afectado en forma negativa por el déficit hídrico (Casillo *et al.*, 2012). Se conoce también que en general las especies leñosas poseen una baja inflamabilidad y que esta es una de las principales estrategias de resistencia que posee el bosque frente al fuego (Jaureguiberry, 2012). Además se sabe que una vez que el fuego ha eliminado por completo la biomasa aérea del bosque, el proceso de recuperación de la estructura del bosque y lento y abarca varias décadas (Tálaro & Caziani, 2003). Con respecto a la propagación de incendios se sabe que se inician en los pastizales (Bravo *et al.*, 2001) y algunos autores sugieren que pueden penetrar en los bosques solamente en los años muy secos (Kunst, 2011). A su vez también se sabe que existe una estrecha relación entre las actividades de desmonte y el uso de fuego para eliminar los restos vegetales (Rueda *et al.*, 2013), lo cual incrementa la cantidad de igniciones disponibles en el paisaje. Sin embargo, aún se desconocen cómo son los patrones de inflamabilidad de la vegetación a nivel de ecosistema, además aún no se han realizado estudios sobre la forma en que interactúan el clima, la vegetación y las actividades humanas sobre el patrón de distribución espacial de los incendios en el Chaco seco. A su vez, también son escasos los trabajos que estudian los patrones de resistencia y resiliencia en el Chaco seco, lo cual es vital para comprender el efecto del fuego sobre la vegetación.

1.3 OBJETIVOS

- I. Estudiar las diferencias en la inflamabilidad de la vegetación entre distintos tipos de cobertura (bosque, arbustal, pastizal y cultivo) en el Chaco seco argentino.
- II. Determinar la importancia relativa del clima, la cobertura vegetal del suelo y las

actividades humanas sobre la distribución espacial de incendios en el Chaco seco argentino.

III. Desarrollar criterios biológicos para seleccionar sitios control que aseguren que el sitio quemado y el no quemado posean el mismo patrón de actividad fotosintética pre-incendio.

IV. Estudiar los patrones de resistencia y resiliencia post-incendio del bosque en el Chaco seco argentino.

1.4 HIPÓTESIS

1- La relación combustible fino/grueso característica del arbustal, junto con su tasa de desecación de combustibles y carga de pastizal generan condiciones de ignitabilidad y propagación de incendios superiores a las del bosque, e inferiores a las del pastizal.

2- La baja inflamabilidad del bosque debida a su baja relación de combustible fino/grueso, junto con una menor temperatura, tasa de desecación y disponibilidad de pasturas bajo el dosel del bosque dificultan el proceso de ignición y de propagación de las llamas a través de paisajes con elevada cobertura de bosques.

3- El efecto de la productividad de las coberturas vegetales sobre la probabilidad de ignición y propagación de las llamas a través del paisaje está determinado por el nivel de inflamabilidad de las mismas.

4- El consumo de pasturas por parte del ganado disminuye la cantidad de combustible fino disponible para la ocurrencia y propagación de incendios.

5- Una elevada severidad del incendio disminuye la resiliencia post-incendio de la productividad, y aumenta la importancia relativa de los efectos de la productividad pre-incendio y la disponibilidad hídrica post-incendio sobre la resiliencia.

El objetivo I y las hipótesis 1, 2 y 3 serán abordados en el capítulo 2 de esta tesis. El objetivo II y la hipótesis 4 serán abordados en el capítulo 3. El objetivo III se abordará en el

capítulo 4, mientras que el objetivo IV y la hipótesis 5 se abordaran en el capítulo 5.

1.5 ÁREA DE ESTUDIO

El trabajo se realizó en la región del Chaco seco argentino localizado en el centro y norte del país entre los 21,5° y 34° S y entre los 59° y 68° O (Figura 1.2). El Chaco seco se divide en la región semiárida hacia el este y árida hacia el oeste (Sarmiento, 1963; Bucher, 1982). Las cuales se diferencian principalmente por el nivel de precipitaciones y la cantidad de meses de sequía (Bucher, 1982). Para delimitar el área de estudio, se adaptó la técnica basada en el déficit hídrico propuesta por Sarmiento, (1963) a través del uso del índice de aridez de De Martonne (Wang & Takahashi, 1999). El polígono delimitado mediante esta técnica abarca casi toda la zona correspondiente al Chaco Seco y Serrano argentino. Dentro de este polígono están incluidas las zonas que según el índice de De Martonne se clasificarían como semiáridas y sub-húmedas, pero que coinciden aproximadamente con las áreas denominadas árida y semiárida por Sarmiento, (1963) y Bucher, (1982). Se excluyó del área de estudio la laguna de Mar chiquita y también las zonas de las Salinas Grandes, ya que el escaso desarrollo de la vegetación no permite la generación de incendios. A su vez, también se decidió excluir del área de estudio la zona chaqueña correspondiente a los Llanos de la Rioja, a pesar de que esta zona se halla dentro del polígono delimitado con el índice de De Martonne. Esta decisión corresponde a aspectos estrictamente metodológicos, ya que en el marco de esta tesis se decidió re-proyectar los datos al sistema UTM-WGS 84, no solo debido a que es uno de los sistemas más utilizados por el USGS (www.usgs.gov), sino porque la franja 20 sur abarca cerca del 90 % del Chaco seco argentino y excluye solamente a los llanos de la Rioja. El polígono así delimitado posee un total de 33 187 500 ha (Figura 1.2). Las coordenadas geográficas de los límites de las zonas de De Martonne se obtuvieron a partir de (<http://visor.geointa.inta.gob.ar/>).

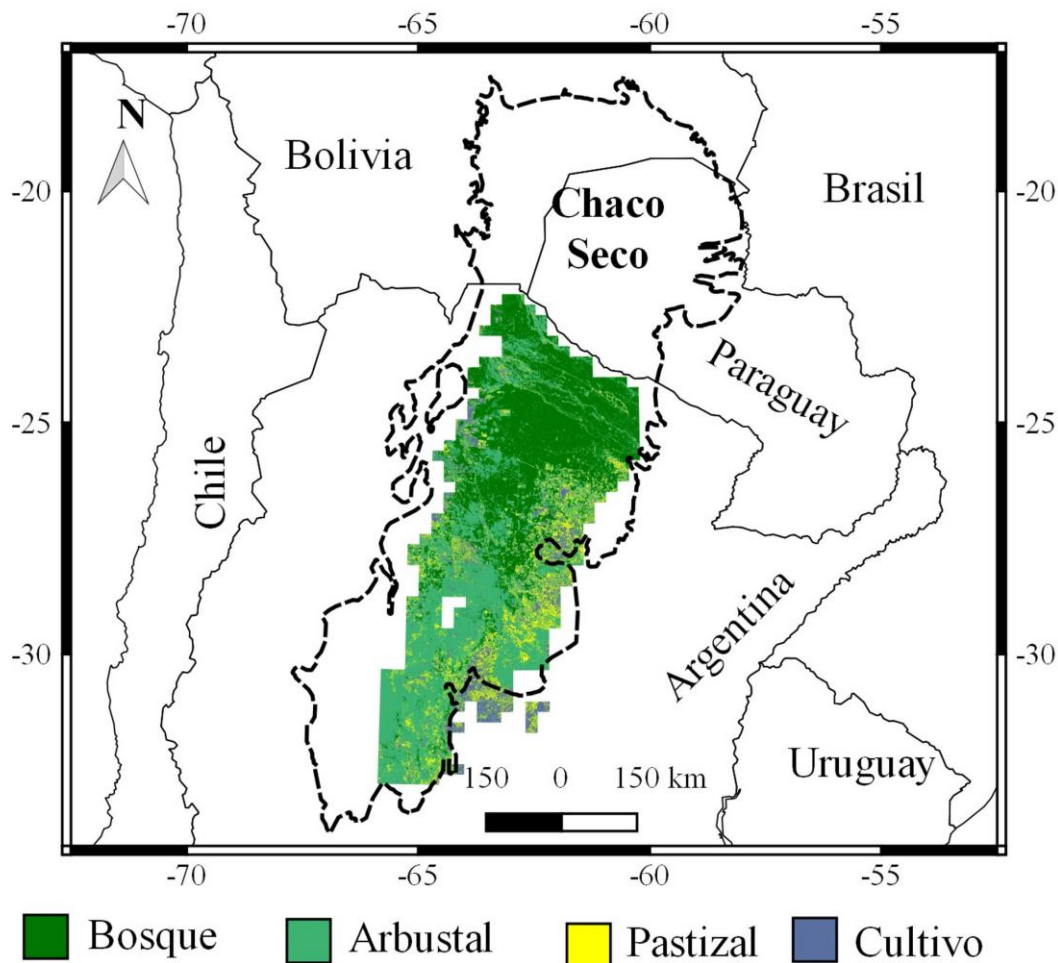


Figura 1.2. Mapa de vegetación del área de trabajo de 33 187 500 ha delimitado a partir del límite establecido con el índice de aridez de De Martonne. La línea punteada marca los límites del Chaco seco sudamericano.

La región posee un clima seco semiárido subtropical (Sarmiento, 1963), una precipitación media anual que oscila entre los 400 y 800 mm (Burkart *et al.*, 1999) y un fuerte déficit hídrico a lo largo de casi todo el año que se incrementa desde el extremo este hacia el extremo oeste (Figura 1.3) (Sarmiento, 1963; Pántano *et al.*, 2014). El régimen de lluvias es de tipo monzónico con precipitaciones concentradas entre octubre a marzo y un periodo seco casi sin lluvias que va desde abril hasta septiembre (Kunst, 2011). Además presenta una marcada heterogeneidad espacial en las precipitaciones registradas entre localidades cercanas, como así también una marcada heterogeneidad interanual en las

Introducción

precipitaciones registradas en un mismo sitio (Sarmiento, 1963). La temperatura media anual varía desde los 23° en el extremo norte a los 18° en el extremo sur (Burkart *et al.*, 1999). La temperatura media del mes más cálido (enero) es de 26° con valores máximos absolutos de hasta 48° en la provincia de Santiago del Estero (Bucher, 1982), mientras que la del mes más frío (julio) es de 13,3°. La zona presenta heladas que pueden alcanzar los -12° en la provincia de Santiago del Estero, la cuales comienzan en el mes de mayo y terminan en el mes de octubre (Kunst, 2011). En consecuencia la región chaqueña posee inviernos fríos y secos y veranos cálidos y húmedos.

La región del Chaco seco es una extensa llanura aluvional con una pendiente muy suave en sentido este-sureste formada con sedimentos aluviales provenientes de la región andina (Sarmiento, 1963). Se extiende sobre la mitad occidental de las provincias de Chaco y Formosa, además abarca casi todo Santiago del Estero, norte de Santa Fe y Córdoba y sectores de Catamarca, La Rioja y San Luis. La llanura presenta cordones serranos localizados en el sector sur, por lo tanto se puede distinguir el Chaco de llanura y el Chaco serrano. El Chaco serrano se extienden en sentido norte a sur por arriba de los 700 m.s.n.m. hasta los 1500 m.s.n.m (Zak & Cabido, 2002).

Los suelos del Chaco seco de llanura son característicos de regiones semiáridas con escaso lavado, generalmente son abundantes en minerales y sales solubles, también son pobres en materia orgánica y poseen un horizonte húmico poco desarrollado de escasa profundidad. En la región es común la presencia de suelos arcillosos los cuales poseen escasa capacidad de infiltración (Bucher, 1982). El paisaje de la región posee suaves ondulaciones resultantes de la divagación del ciclo anual de inundaciones y seca de los ríos (Kunst, 2011). Dichas ondulaciones determinan la textura y el nivel de drenaje del sustrato, lo cual posee un efecto determinante sobre la estructura de la vegetación. Las zonas denominadas del bajo se caracterizan por tener suelos de textura fina, baja capacidad de infiltración y muchas veces se hallan asociadas a paleocauces, en dichas zonas se desarrolla el pastizal edáfico. Las zonas del alto se caracterizan por poseer suelos poco desarrollados de textura gruesa y una gran capacidad de infiltración, dichas zonas son favorables para el desarrollo de zonas boscosas (Sarmiento, 1963; Bucher, 1982). Con respecto al Chaco

Introducción

serrano, los suelos están compuestos por areniscas, pelados y conglomerados de la edad Paleozoica superior y complejos volcano-sedimentarios del Cretácico inferior (Kay & Gordillo, 1990). En esta zona son comunes los afloramientos graníticos y la roca expuesta por erosión (Cingolani *et al.*, 2004).

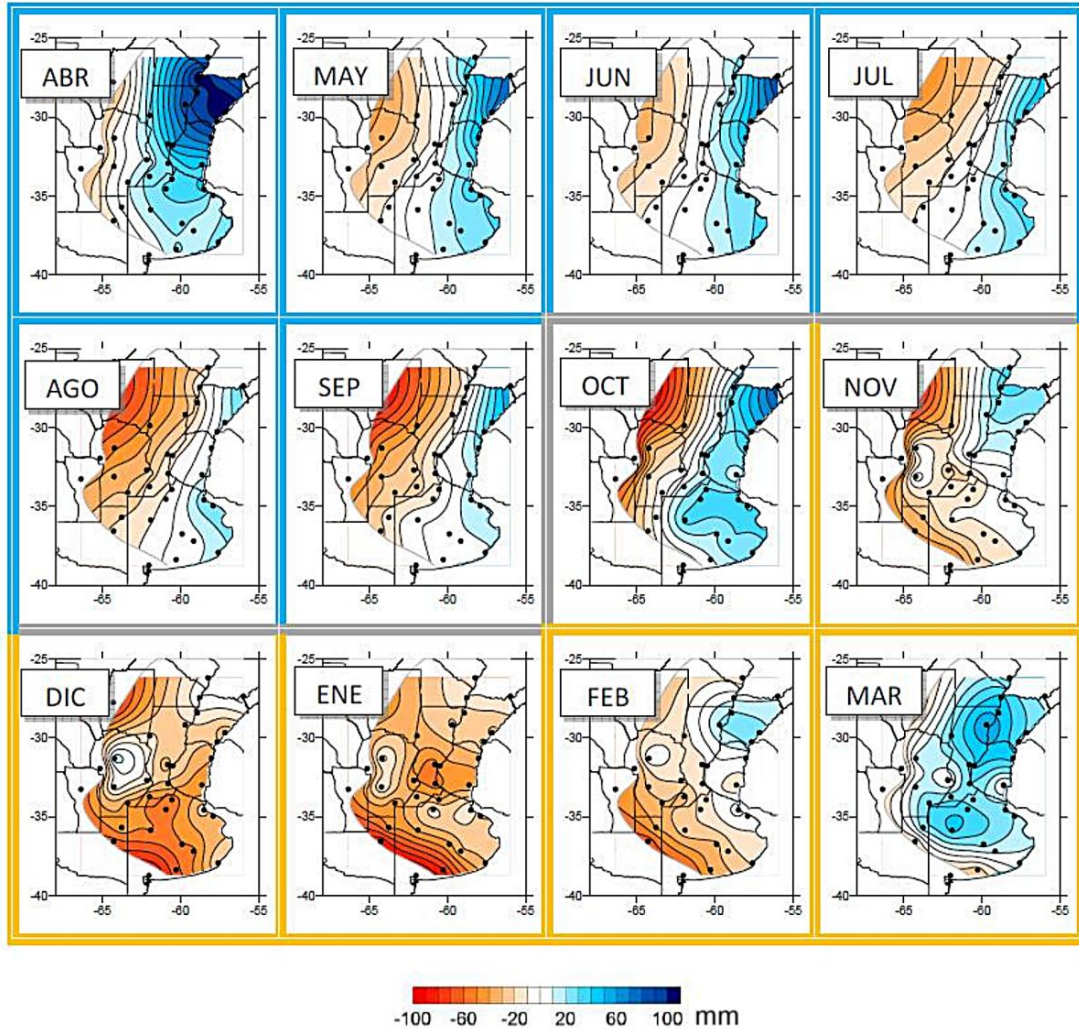


Figura 1.3. Balance hídrico mensual de la región centro de la república Argentina. Tomado de Pántano *et al.*, (2014).

La vegetación del Chaco seco de llanura se compone de parches de sabanas junto con zonas de bosque y arbustal xerófilos (Kunst *et al.*, 2003; Atala *et al.*, 2009; Bravo *et al.*, 2014). El dosel del bosque primario posee una altura que oscila entre los 6 a 18 metros y una cobertura arbórea entre los 35 a 80 % (Figura 1.4) (Zak & Cabido, 2002; Atala *et al.*,

2009), está compuesto principalmente por las especies semidecíduas *A. quebracho-blanco*, *S. lorentzii*, *Ziziphus mistol* Griseb (Torrella & Adámoli, 2006). En muchas regiones los bosques primarios se han visto degradados por el sobrepastoreo y la tala selectiva (Adamoli *et al.*, 1990; Kunst 2011; Rueda *et al.*, 2013; Brassiolo & Grulke, 2015). En los bosques secundarios resultantes se produjo un cambio en la estructura y composición de especies, con especies leñosas deciduas como *P. nigra*, *P. alba* y *P. ruscifolia* como (Gasparri & Baldi, 2013; Brassiolo & Grulke, 2015) dominando el dosel del bosque. Conjuntamente es característica una reducción del dosel arbóreo lo cual lleva a un incremento de la temperatura y la tasa de desecación de los combustibles vegetales (Kunst, 2011).

Introducción



Figura 1.4. Diferentes estructuras del bosque chaqueño. Superior: bosque chaqueño cerrado. Medio: bosque chaqueño abierto. Inferior: bosque con manejo silvopastoril.

El Chaco seco de llanura se caracteriza por presentar especies de pastizal que cesan su actividad con la llegada de las primeras heladas (Blanco *et al.*, 2003; Martín *et al.*, 2014).

Introducción

Se pueden distinguir dos tipos diferentes de pastizales, los “edáficos” y los “pirógenos”. El pastizal edáfico forma vastas extensiones dominadas por *E. muticus* (Bravo *et al.*, 2001), suele estar ubicado en las regiones de bajo asociados a los paleocauces y se halla delimitado por bosques densos (Figura 1.5). El pastizal pirógeno también conocido como campos de quemado, es originado y mantenido por la ocurrencia de incendios (Bucher, 1982). Estas comunidades dominadas por *T. crinita*, *T. pluriflora* y *S. argentina* (Morello & Saravia Toledo, 1959) presentan un gradiente productivo creciente desde la región árida hacia la región semiárida (Bucher, 1982). Debido a la buena palatabilidad y digestibilidad de las pasturas nativas (Díaz, 2003), la región ha sido extensamente utilizada para la producción ganadera (Adamoli *et al.*, 1990; Brailovsky, 1991; Rueda *et al.*, 2013). Esto ha llevado a la disminución de la superficie ocupada por pastizal natural, el cual ha sido reemplazado por diferentes formaciones de arbustal (Morello & Saravia Toledo, 1959). Aunque este proceso no habría tenido el mismo impacto en toda el área, ya que en el extremo oeste los pastizales son escasos debido a la escases hídrica (Zak & Cabido, 2002). Se pueden distinguir dos tipos de comunidades de arbustal, el arbustal y el arbustal-pastizal, según posean o no un estrato herbáceo asociado (Sarmiento, 1963). Debido al fuerte impacto de la actividad ganadera, las zonas de pastizal presentan una fuerte variabilidad en los niveles de producción por hectárea según su condición de manejo ganadero (Tabla 1.1).

Tabla 1.1. Producción de materia seca de pasturas por hectárea al año. Adaptado de (Rossi, 2010).

Condición productiva del pastizal			
Región chaqueña	Pobre	Regular	Buena
Árida	150-500 kg	700-1200 kg	1100-2500 kg
Semiárida	600-1000 kg	1400-2500 kg	2600-3500 kg



Figura 1.5. Pastizal de la región chaqueña. Arriba: pastizal edáfico rodeado bosques densos. Abajo: pastizal implantado por la especie exótica *Cenchrus ciliaris* L.

La cobertura de arbustal está formada por una vegetación leñosa de baja altura (Figura 1.6), suele ser común la presencia de un estrato herbáceo entre los arbustos (Kunst 2011) y además se caracteriza por presentar una gran heterogeneidad (Figura 1.6) tanto estructural como florística (Sarmiento, 1963). Entre las principales especies leñosas se hallan *Acacia aroma* Gillies ex Hook & Arn., *Acacia caven* (Molina) Molina y *L. divaricata*, las cuales suelen estar acompañadas por *Acacia praecox* Griseb, *Celtis chichape* (Wedd) Miq.,

Schinus fasciculatus (Griseb) I.M. Johnst, *Geoffroea decorticans* (Gillies ex Hook. & Arn.) y *Acacia furcatispina* Burkart (Morello & Saravia Toledo, 1959; Sarmiento, 1963; Zak & Cabido, 2002). Poseen una cobertura de especies leñosas que oscila entre el 15 y 75 % y una altura promedio de 2 m. El estrato herbáceo asociado a arbustal posee una amplia variabilidad de la cobertura de suelo, la cual oscila desde valores cercanos a 0 % hasta un 80 %, lo cual depende tanto de las condiciones edáficas como del manejo ganadero (Sarmiento, 1963). Los valores medios de cobertura oscilan alrededor del 60 % en la región semiárida y de 40 % en la región árida (Atala *et al.*, 2009), poseen una altura promedio de 0,6 m y las especies dominantes son *Setaria* spp., *Aristida mendocina* Phil. y *Trichloris* spp. (Sarmiento, 1963).

Como consecuencia de la degradación productiva del bosque y el pastizal chaqueño debido a la tala y el sobrepastoreo, en los últimos años se ha incrementado el uso del manejo silvopastoril en la región (Volante & Paruelo, 2015). Mediante la técnica de rolado selectivo se elimina el estrato arbustivo (Figura 1.4) y se liberan recursos para el desarrollo de las pasturas (Díaz, 2003; Rossi, 2010). Además también es común la implantación de pasturas exóticas (Figura 1.5), las cuales poseen mayor capacidad productiva que las especies nativas (Tabla 1.2). Dichas modificaciones han generado un incremento en la cantidad de combustible fino presente en el paisaje.

Tabla 1.2. Producción de materia seca de pasturas por hectárea al año de las pasturas implantadas.

Especie	Rango de productividad Kg Ms/Año
<i>C. ciliaris</i>	2500-10000
<i>Chloris gayana</i> cult. Pioneer	2000-8000
<i>Panicum maximum</i> Jacq.	3000-10000

Introducción



Figura 1.6. Estructura del arbustal chaqueño. Arriba: formación de arbustal pastizal. Medio: arbustal abierto con cobertura de especies arbóreas. Abajo: arbustal asociado a suelos salinos.

Introducción

El Chaco seco serrano posee tres pisos de vegetación (Zak & Cabido, 2002; Cingolani *et al.*, 2004). El piso entre 500 m y 1300 m, está principalmente cubierto por bosque chaqueño serrano, dominado por el molle (*Lithraea molleoides* Vell.) y el coco (*Zanthoxylum coco* Gillies ex Hook. f. & Arn.), posee una altura que oscila entre los 8 a 10 y un nivel de cobertura de dosel entre los 35 a 80 % (Zak & Cabido, 2002). Entre 1300 m y 1700 m, se encuentra el arbustal o romerillal, caracterizado por la presencia de romerillo (*Heterothalamus alienus* Spreng.) (Luti *et al.*, 1979). Esta comunidad se caracteriza por poseer una escasa cobertura arbórea de alrededor del 5 % y estratos de arbustal y pastizal con niveles de cobertura de 40 y 70 % (Zak & Cabido, 2002). Entre 1500 m y 1850 m, se encuentran los pastizales dominados por *Festuca hieronymi* Hack., *Stipa spp.*, y *Piptochaetium spp.*. La vegetación ubicada por arriba de 1850 m incluye comunidades de pastizales dominadas por *Deyeuxia hieronymi* Hack., *Poa stuckertii* Hack, *Alchemilla pinnata* Ruiz & Pav., y *Festuca circinata* Griseb.; arbustales dominados por *Berberis hieronymi* C. K. Schneid. y bosques dominados por tabaquillo (*Polylepis australis* Bitter) (Cabido *et al.*, 1998).

CAPÍTULO 2

INFLAMABILIDAD DE LA VEGETACIÓN EN LOS PAISAJES CHAQUEÑOS: RELACIÓN CON LAS CARACTERÍSTICAS ESTRUCTURALES Y FUNCIONALES DE LA VEGETACIÓN

2.1 INTRODUCCIÓN

La inflamabilidad hace referencia a la capacidad que posee la vegetación de arder y propagar las llamas (Palma *et al.*, 2007). En estudios de laboratorio, la inflamabilidad ha sido definida y cuantificada en base a la ignitabilidad (cuán fácilmente se enciende el combustible), la duración de la combustión (durante cuánto tiempo arde la vegetación), la combustibilidad (cuán rápido se quema) y la consumabilidad (cuanta biomasa es consumida) (Saura-Mas *et al.*, 2010). Sin embargo, a nivel de paisaje aún no existe un consenso sobre la forma de definir y cuantificar la inflamabilidad, debido a que no todos los procesos estudiados a nivel de laboratorio son directamente trasladables a nivel del paisaje (Gill & Zylstra, 2005). De acuerdo a Gill & Zylstra, (2005) y Palma *et al.*, (2007), la inflamabilidad del paisaje hace referencia a la susceptibilidad que posee el mismo de ser quemado. A su vez, proponen que esta susceptibilidad puede ser expresada en términos de la frecuencia de incendios, como así también de la propagación de los incendios a través del paisaje y de la tendencia que posee cada cobertura a incendiarse. En consecuencia, en los paisajes que poseen una matriz de combustible vegetal más inflamable hay mayor probabilidad que se produzcan incendios, por lo tanto tendrán mayor frecuencia de incendios que los paisajes menos inflamables, como así también una mayor capacidad de propagación de incendios. Otro factor importante a tener en cuenta para estudiar la inflamabilidad a nivel de paisaje es la cantidad de fuentes de ignición; ya que si bien las características y la configuración espacial de la vegetación determinan el potencial que posee la matriz de combustible vegetal para propagar incendios; la cantidad de incendios ocurridos está limitada por la cantidad de igniciones (McKenzie *et al.*, 2011).

Capítulo 2: Inflamabilidad del paisaje chaqueño

La inflamabilidad a nivel de paisaje es el resultado de múltiples factores interactuando a diferentes escalas espaciales (Ghermandi *et al.*, 2016). A escala de las plantas individuales cobran relevancia los caracteres estructurales de las mismas como por ejemplo la relación superficie/volumen de los tejidos y funcionales como la tasa de desecación (Anderson, 1982; Bianchi *et al.*, 2014). Las plantas herbáceas y pasturas se caracterizan por presentar combustibles finos con una elevada relación superficie/volumen y tasa de desecación, por lo cual poseen una elevada inflamabilidad (Jaureguiberry *et al.*, 2011). En cambio, las plantas leñosas como árboles y arbustos se caracterizan por poseer combustibles gruesos de menor inflamabilidad, ya que su menor superficie/volumen, tasa de desecación y mayor peso específico (Anderson, 1982; Bianchi *et al.*, 2014), les confieren menores niveles de ignitabilidad y consumabilidad que a los combustibles finos (Gill & Zylstra, 2005; Jaureguiberry *et al.*, 2011). Otro carácter importante es la presencia de sustancias volátiles las cuales pueden incrementar notablemente la inflamabilidad (Schwilk, 2003) de la vegetación y por ende la capacidad de propagación del fuego en dicha cubierta vegetal (Johnson & Miyanishi, 2007). A escala de comunidades vegetales, la inflamabilidad se halla determinada tanto por la composición relativa de especies presentes (Santana & Marrs, 2014), como por la densidad de empaquetamiento del combustible, y la continuidad horizontal y vertical de los combustibles (Ghermandi *et al.*, 2016). A su vez, las condiciones micro-ambientales características de cada cobertura vegetal son determinantes importantes de la inflamabilidad (Gedalof *et al.*, 2005). Las coberturas de bosque cerrado se caracterizan por poseer menor temperatura y mayor contenido de humedad que el arbustal o el pastizal (Chen *et al.*, 1999), lo cual tiende a disminuir la inflamabilidad de los combustibles. Por último, a escala de paisaje la inflamabilidad está determinada tanto por la composición relativa de cada una de las comunidades vegetales presentes (Ghermandi *et al.*, 2016), como por la carga y conectividad del combustible presente (Reinhardt *et al.*, 2008). Además, a esta escala espacial también se tornan importantes factores como la topografía y las condiciones meteorológicas como el viento (Holsinger *et al.*, 2016). Las diferencias en la inflamabilidad de las coberturas vegetales determinaran la probabilidad que posee el fuego de propagarse a través de las mismas (Sullivan, 2009), ya que las coberturas más inflamables poseen mayor tendencia a quemarse que las coberturas menos inflamables.

A su vez, la inflamabilidad del paisaje está estrechamente relacionada con el contenido de humedad de los combustibles (Arganaraz *et al.*, 2016). Esto se debe a que el agua tiene la capacidad de impedir o retrasar el proceso de combustión de los tejidos vegetales como consecuencia de su elevado calor específico (Bianchi *et al.*, 2014). Por lo tanto, durante un incendio el contenido de humedad influye sobre la proporción de combustibles disponibles para quemarse y determina si estos facilitarán o dificultarán la propagación de las llamas (Agee *et al.*, 2002). Debido a esto, la estación de anual incendios de un ecosistema está determinada por la duración de la estación de sequía, la cual debe tener una duración mínima para permitir que los combustibles tengan el nivel de humedad necesario para permitir la propagación de incendios (Krawchuk *et al.*, 2009). Además, debido a que las llamas necesitan un sustrato para la propagación, la inflamabilidad del paisaje también se ve determinada por la cantidad y continuidad de material combustible (Keane *et al.*, 2001; Reinhardt *et al.*, 2008). Según Meyn *et al.*, (2007) y Krawchuk & Moritz, (2011) a nivel de biomas la productividad primaria neta de la vegetación determina la cantidad y tasa de reposición del combustible. Por lo tanto, esta se halla relacionada con la frecuencia y la propagación de los incendios en el paisaje.

Dichos autores clasifican a los ecosistemas en base a su nivel de humedad y cantidad de combustible disponible para determinar cuál de los dos factores es el que limita la ignición y propagación de los incendios. En base a esto, sugieren que existen ecosistemas en los cuales la productividad primaria neta no se halla limitada por la disponibilidad hídrica, a la vez que no todos los años se producen periodos de sequía lo suficientemente prolongados e intensos para secar los combustibles; entre estos ecosistemas se puede mencionar bosques boreales, los bosques subalpinos de coníferas de América del norte, los bosques templados lluviosos o las selvas lluviosas. En estos ecosistemas la capacidad de propagación de los incendios se halla limitada por el elevado contenido de humedad de la vegetación, y se registra un aumento de los incendios durante un periodo de sequía. En el otro extremo del gradiente están los ecosistemas secos o áridos en los cuales la productividad primaria neta está limitada por la disponibilidad hídrica y todos los años poseen una estación seca lo suficientemente prologada para permitir la propagación de incendios; entre estos se pueden mencionar los bosques tropicales secos y las sabanas. En estos ecosistemas la capacidad de propagación de los incendios se halla limitada principalmente por la cantidad y la

conectividad de los combustibles, observándose un incremento en la cantidad de hectáreas quemadas un par de años después de un periodo con lluvias superiores a lo normal. Si bien los autores no establecen límites precisos de productividad y humedad entre las categorías, sugieren que en los ecotonos entre bosque y pastizal del norte de Argentina, la principal limitante está relacionada a la cantidad de combustible. Aunque es importante remarcar que en la región semiárida, el incremento en la cantidad de humedad de los combustibles podría hacer que la misma se comportará como una zona con características intermedias. Es decir una región en la que periódicamente se produzcan pulsos de producción de combustible y pulsos de sequía, lo cual incrementaría la inflamabilidad de la región (Holz *et al.*, 2012; Pausas & Paula, 2012).

Sin embargo, en dicho esquema conceptual los autores toman en cuenta solamente la humedad y la cantidad de combustible, pero tal como señalan, para tener un modelo conceptual completo es necesario prestar atención a los efectos de la inflamabilidad propia de las especies y comunidades vegetales presentes en el paisaje (Meyn *et al.*, 2007). La forma y tipo de relación entre la productividad de la vegetación y la inflamabilidad puede estar fuertemente modulada por los tipos de combustibles presentes, debido a que un incremento en la cantidad y continuidad de combustibles de baja inflamabilidad disminuirá la capacidad de propagación de las llamas a través del paisaje (Turner *et al.*, 1989; Abades *et al.*, 2014). Entre las características asociados a la inflamabilidad que podrían modelar la relación entre la productividad y la inflamabilidad del paisaje, está la relación combustible fino/grueso. Esto se debe a que un incremento en la productividad de los combustibles finos como las pasturas, producirá un incremento en la inflamabilidad del paisaje (Palma *et al.*, 2007). El efecto de la productividad de los combustibles gruesos tendría un patrón más complejo que estaría determinado por la inflamabilidad de las plantas leñosas. En ecosistemas dominados por coníferas altamente inflamables, la acumulación de biomasa suele ir acompañada de un incremento en la inflamabilidad de la cubierta vegetal (McKenzie *et al.*, 2011; DellaSala & Hanson, 2015). En cambio, en ecosistemas dominados por especies arbóreas de baja inflamabilidad, la acumulación de biomasa tendrá el efecto opuesto sobre la inflamabilidad (McKenzie, 2011).

En relación al Chaco seco argentino, este es un sistema árido a semiárido con un

gradiente de disponibilidad hídrica decreciente en sentido este-oeste. La vegetación es un mosaico de zonas bosque xerófilo perenne, semideciduo y caducifolio, también hay zonas de arbustal con la presencia de sabanas naturales principalmente en la región este (Morello & Saravia Toledo, 1959; Sarmiento, 1963; Bucher, 1982). En el trabajo realizado Bravo *et al.*, (2010) se muestra que en el ecotono entre el pastizal y el bosque existe una relación positiva entre precipitación y ocurrencia de incendios en el tiempo. Esto sugiere que en el pastizal chaqueño la frecuencia de incendios está limitada por la cantidad de combustible, no obstante aún no se conoce el comportamiento de las demás coberturas frente a las precipitaciones. En las últimas décadas se han producido importantes cambios en la estructura y composición de las comunidades vegetales chaqueñas, en este sentido en Adamoli *et al.*, (1990) los autores afirman que entre 1940 y 1980 se ha reducido la cantidad de biomasa de pastizal producto del sobrepastoreo, a su vez junto a este proceso se ha producido una proliferación del arbustal tanto en las regiones de sabana como en el interior del bosque. Aunque dicho proceso no tendría más importancia en el extremo este de la región chaqueña, debido a que en dicha región los pastizales naturales son escasos debido al marcado déficit hídrico (Zak & Cabido, 2002). Ambos procesos podrían haber generado importantes variaciones en la relación combustible fino/grueso presente en el paisaje. Sin embargo, es importante remarcar que el arbustal suele tener asociado un estrato herbáceo (Zak & Cabido, 2002). Por lo tanto el efecto de la proliferación del arbustal sobre la inflamabilidad del paisaje, estará mediado no solo por las características de las especies arbustivas dominantes, sino también la capacidad de generar combustible fino. Además el desarrollo de un estrato arbustivo en el sotobosque genera un incremento en la continuidad vertical del combustible, lo cual genera un incremento en la inflamabilidad del bosque (Schwilk, 2003; Ghermandi *et al.*, 2016). Debido a la proliferación de arbustos dentro del bosque se ha implementado como práctica el “rolado selectivo” (Torrella & Adamoli, 2006; Rueda *et al.*, 2013), el cual consiste en la eliminación mecánica del estrato arbustivo del sotobosque para favorecer el crecimiento del estrato herbáceo bajo el dosel del bosque (Martín *et al.*, 2014). Sin embargo, la mayoría de la población de la región chaqueña posee una economía de subsistencia (Volante & Paruelo, 2015), por lo cual no puede acceder a dicha práctica. A su vez, en las últimas 3 décadas se han producido grandes modificaciones en la cobertura del suelo, debido al desmonte con fines agrícolas (Volante & Paruelo, 2015), siendo frecuente el uso del fuego como herramienta para realizar el desmonte

(Morello & Rodríguez, 2009; Rueda *et al.*, 2013). En consecuencia, en el paisaje chaqueño actualmente coexisten una multiplicidad de procesos que ejercen efectos tanto positivos como negativos sobre la inflamabilidad de la vegetación presente en el paisaje. En este contexto el objetivo general del presente capítulo es estudiar las diferencias en la inflamabilidad de la vegetación entre distintos tipos de cobertura (bosque, arbustal, pastizal y cultivo) en el Chaco seco argentino.

Objetivos específicos

- 1- Analizar las diferencias en la inflamabilidad de las coberturas de vegetación (bosque, arbustal, pastizal y cultivo) en las regiones chaqueñas árida y semiárida, evaluadas a través del porcentaje superficie quemada, tendencia a incendiarse, tamaño de los incendios y frecuencia de incendios.
- 2- Estudiar el efecto de la cobertura del bosque sobre la inflamabilidad del paisaje.
- 3- Estudiar el efecto de la productividad pre-incendio de las diferentes coberturas de vegetación (bosque, arbustal, pastizal) sobre la ocurrencia de incendios.

2.2 Hipótesis y predicciones

1- La relación combustible fino/grueso característica del arbustal, junto con su tasa de desecación de combustibles y matriz de pastizal generan condiciones de ignitabilidad y propagación de incendios superiores a las del bosque, e inferiores a las del pastizal. Por tal motivo se espera que:

- El arbustal posea un nivel de inflamabilidad intermedio entre el bosque y el pastizal en cuanto a frecuencia y tendencia a incendiarse.

2- La baja inflamabilidad del bosque debida a su baja relación de combustible fino/grueso, junto con una menor temperatura, tasa de desecación y disponibilidad de pasturas bajo el dosel del bosque dificultan el proceso de ignición y de propagación de las llamas a través de paisajes con elevada cobertura de bosques. Por tal motivo se espera que:

Capítulo 2: Inflamabilidad del paisaje chaqueño

- El bosque sea la cobertura con menor inflamabilidad en cuanto a frecuencia y tendencia a incendiarse y el pastizal posea la máxima inflamabilidad.

- El incremento de la superficie cubierta por bosque generará una disminución en la inflamabilidad del paisaje.

3- El efecto de la productividad de las coberturas vegetales sobre la probabilidad de ignición y propagación de las llamas a través del paisaje está determinado por el nivel de inflamabilidad de las mismas. Por tal motivo se espera que:

- Debido a la baja inflamabilidad de los combustibles gruesos, el bosque quemado tendrá una menor productividad pre-incendio que el bosque no quemado.

- El pastizal quemado tendrá una mayor productividad de combustible fino pre-incendio que el pastizal no quemado.

2.3 MATERIALES Y MÉTODOS

2.3.1 Delimitación de las regiones chaqueñas

Debido a la falta de disponibilidad de polígonos geográficos para delimitar las regiones áridas y semiáridas del Chaco seco argentino, nuevamente se utilizó la técnica basada en el déficit hídrico propuesta por Sarmiento, (1963) utilizando el índice de aridez de De Martonne (Wang & Takahashi, 1999). Para marcar el límite entre ambas regiones chaqueñas, se utilizó el límite entre las zonas de De Martonne semiáridas y subhúmedas (Figura 2.1). Nuevamente las coordenadas geográficas para delimitar ambas zonas se obtuvieron a partir de (<http://visor.geointa.inta.gob.ar/>). La región árida delimitada fue de 16 250 000 ha y la semiárida de 12 650 000.

2.3.2 Datos satelitales

2.3.2.1 Detección de incendios

Para detectar la ocurrencia de incendios en el periodo 2000-2010 se utilizaron dos productos satelitales diferentes. Por un lado, se eligió el producto de área quemada MODIS (MCD45 V5.1), debido a que posee la capacidad de delimitar con precisión los límites de las áreas incendiadas detectadas. Este producto posee una resolución espacial de 500x500 metros y una resolución temporal mensual. Fue obtenido en forma gratuita a partir del servidor de la NASA Land Processes Distributed Active Archive Center (<https://lpdaac.usgs.gov>). En base a las especificaciones del producto se decidió utilizar los datos con certeza de 1 a 4, debido a que el nivel de certeza 5 posee gran proporción errores de comisión (Boschetti *et al.*, 2009). Sin embargo, este producto tiende a subestimar el total del área incendiada en el continente sudamericano (Roy *et al.*, 2008). Esto se debe a que por un lado posee una baja performance para detectar pequeños incendios asociados a cubiertas agrícolas y por el otro posee baja sensibilidad a los incendios superficiales que ocurren a nivel de sotobosque por debajo del dosel de los árboles. Teniendo en cuenta estas limitaciones, también se utilizó el producto de focos de calor de MODIS (MCD14L) obtenidos desde el servidor NASA Fire Information for Resource Management System (<https://earthdata.nasa.gov/>). Este producto posee una resolución temporal de 6 h y espacial de 1 km y ha demostrado mayor capacidad de detectar incendios en el continente sudamericano, sin los problemas asociados a las coberturas de agrícolas o de bosque (Roy *et al.*, 2008). Sin embargo, presenta un bajo desempeño para delimitar los límites de las áreas incendias (Roy *et al.*, 2008), en especial para incendios con superficies menores a 500 ha (Chuvienco *et al.*, 2012). Debido a que la temporada anual de incendios comienza a partir del mes de junio (Kunst *et al.*, 2003), se utilizaron datos desde junio hasta diciembre de los años 2000 hasta 2010.

2.3.2.2 Determinación de coberturas vegetales

A cada incendio delimitado con el producto de área quemada MODIS se le asignó la cobertura vegetal en la cual sucedió. Para asignar la cobertura a los incendios ocurridos entre 2000 y 2004 se utilizó el producto Globcover 2000. Este mapa de vegetación es un

producto global con una resolución espacial de 1x1 km, incorpora datos de la dinámica funcional a través de datos de NDVI (SPOT VEGETATION) y discrimina diferentes fisonomías de bosque a partir de datos del sensor ATSR2. A su vez, los datos satelitales son complementados con datos de campo (Eva & Europäische Kommission, 2002). Para asignar la cobertura a los incendios ocurridos entre 2005 y 2008 se utilizó el producto Globcover 2005, mientras que para el periodo 2009-2010 se utilizó el producto GlobCover 2009. Ambos productos fueron desarrollados y son distribuidos en forma gratuita por la Agencia Espacial Europea (<http://www.esa.int/due/ionia/globcover>). Ambos mapas poseen una resolución espacial de 300x300 metros y fueron elaborados a partir de datos del sensor MERIS (Arino *et al.*, 2008). El área de estudio se dividió en 4 tipos de coberturas: bosque, arbustal, pastizal y cultivo. Debido a que los mapas utilizados poseen una baja resolución espacial, las coberturas vegetales detectadas por los diferentes mapas se hallan compuestas por un mosaico con diferentes tipos de vegetación. Por lo tanto, teniendo en cuenta el tipo de cobertura dominante, cada una de las coberturas originales del mapa fue asignada a alguna de las cuatro categorías utilizadas según se detalla en el apéndice A.

2.3.2.3 Imágenes NDVI

Para estimar la productividad de la vegetación de las regiones chaqueñas áridas y semiáridas se utilizaron imágenes de NDVI MODIS (MOD13Q1) desde el 6 de abril del 2006 hasta el 22 de marzo del 2008 (Ecuación 2.1). Se decidió estudiar el efecto de la productividad de la vegetación en dicho periodo debido a que en el año 2008 hubo una gran cantidad de incendios en la región de estudio (Argañaraz *et al.*, 2015). Las imágenes MODIS fueron obtenidas a partir del portal “MODIS Land Product Subset” (<http://daac.ornl.gov/MODIS>). Este producto posee una resolución espacial de 250x250 m y una resolución temporal de 16 días, con 23 imágenes al año. Se decidió utilizar este índice debido a su estrecha relación con la cantidad de biomasa presente (Gasparri & Baldi, 2013) y la productividad primaria aérea neta (Baret *et al.*, 1989; Baret & Guyot, 1991) (Apéndice B.1).

$$NDVI = \frac{L_{irc} - L_r}{L_{irc} + L_r} \quad \text{Ecuación 2.1}$$

-L_r: reflectancia aparente en la porción del rojo del espectro electromagnético (0,6 - 0,7 μ m).

-L_{irc}: reflectancia aparente en la porción del infrarrojo cercano del espectro electromagnético (0,7 a 1,1 μ m).

2.3.3 Análisis de datos

Los datos fueron analizados en tres escalas espaciales diferentes. En la primera escala espacial se compararon directamente las regiones áridas y semiárida en cuanto a coberturas vegetales y la superficie quemada en cada cobertura; el porcentaje de superficie quemada anualmente, la tendencia a quemarse de cada cobertura vegetal y el tamaño de los incendios. Para esto, primero se realizó un análisis descriptivo del porcentaje promedio de superficie ocupada por cada cobertura en cada región durante los 11 años de estudio utilizando los mapas GlobCover 2000, 2005 y 2009 (Apéndice A). Con los valores obtenidos con cada mapa se determinó el valor medio de cada cobertura calculando el promedio ponderado en base a la cantidad de años que abarca cada mapa. También se calculó la superficie quemada por cobertura en cada una de las regiones, como así también el porcentaje del total de hectáreas quemadas que ocurre en cada cobertura. Para calcular la superficie quemada por cobertura se determinó la cantidad de píxeles de área quemada MODIS por cobertura cada año, luego se multiplico por el área del pixel reproyectado a UTM 20S (21,14 ha), para evitar errores de comisión se consideró que cada pixel se podía quemar solo 1 vez al año. A fin de comparar el nivel inflamabilidad entre regiones, se calculó el porcentaje de superficie quemada anualmente en cada región y mediante un test T apareado se comparó si existen diferencias significativas, utilizando cada año como una réplica.

A fin de estimar la tendencia incendiarse que posee cada cobertura, esta se definió como la proporción de área quemada que ocurre en cada cobertura de vegetación en relación a lo que se espera por azar. Dicha tendencia se estimó a través del índice de selección de Ivlev (Ivlev, 1961) de cada cobertura en el paisaje (Ecuación 2.2; Flores *et al.*, 2012). Este índice está escalado entre -1 y 1, donde los valores negativos indican que la cantidad de hectáreas

quemadas es menor a la que se espera por azar. En el caso de los incendios, coberturas vegetales con valores negativos sugieren que dicha cobertura posee características que evitan la ocurrencia y/o propagación de incendios, por lo cual poseen una tendencia a incendiarse negativa. Valores positivos indican que la cantidad de hectáreas quemadas es mayor a la que se espera por azar, lo que sugiere que dicha cobertura posee características que favorecen la ocurrencia y/o propagación de incendios, por lo cual poseen una tendencia a incendiarse positiva. Mientras que, un índice con valor cero indica que dicha cobertura se quema según lo esperado por azar, por lo cual poseen una tendencia a incendiarse neutra, lo que sugiere un balance neutro entre los factores que favorecen y los que evitan la ocurrencia y/o propagación de incendios. Para cada cobertura de cada región se estimó en forma anual el índice de selección de Ivlev. Los datos se analizaron mediante un ANOVA factorial en bloques utilizando la región (árida y semiárida) y la cobertura (bosque, arbustal, pastizal y cultivo) como factores y los años como bloques. Se testeó la interacción entre región y cobertura. Se testeó la autocorrelación de los residuos del modelo utilizando el test de Moran (Bivand *et al.*, 2008) con un vecindario de 62,5 km, el cual fue determinado en forma automática por la rutina utilizada. Los análisis se realizaron con el programa R 3.1.0 (R Core Team, 2014).

$$ISI = (Q_i - A_i) / (Q_i + A_i) \text{ Ecuación 2.2}$$

ISI: índice de Selección Ivlev.

Q_i: proporción del total de hectáreas quemadas que ocurre en la cobertura i

A_i: área proporcional de la cobertura i.

Además, para cada región de estudio se realizó un análisis descriptivo de la cantidad de incendios cada 1000 Km² (Ecuación 2.3) según las siguientes clase de tamaño 1) >100 ha, 2) 101-300 ha, 3) 301-600 ha, 4) 601-1000 ha, 5) 1001-2000 ha, 6) 2 001-5000 ha, 7) 5001-10 000 ha y 8) >10 000 ha.

$$\text{Cantidad de incendios cada } 1000 \text{ Km}^2 = \left(\frac{N}{\text{Superficie}} \right) * 100\,000 \text{ Ecuación 2.3}$$

N: cantidad de incendios por clase de tamaño

Superficie: superficie del área de estudio. Árida= 16 250 000 ha. Semiárida= 12 250 000 ha.

Con el objetivo de estudiar la variabilidad de la ocurrencia y frecuencia de incendios dentro de cada región, se utilizó una segunda escala espacial de análisis en la cual las regiones de estudio fueron divididas en celdas de 62 500 hectáreas (25x25 km) y a cada celda se le determinó la región a la que pertenecía (árida o semiárida), descartándose aquellas celdas que contenían a las dos regiones. Para la región árida se delimitaron 260 celdas y para la región semiárida 202 celdas (Figura 2.1). En cada celda, las cuatro coberturas vegetales representaron el 100 % de la superficie. Para cada cobertura en cada uno de las celdas se estimó el número de veces que se quemó un mismo sitio (500x500 m, 1 pixel MCD45) en el periodo de 11 años de estudio. En dicho periodo se asignó la cobertura vegetal de cada pixel quemado en base a los mapas GlovCober 2000, 2005 y 2009 como se detalla en el Apéndice A. Luego este dato fue utilizado para estimar la frecuencia de incendios definida como el número de incendios esperados cada 100 años para cada cobertura (Ecuación 2.4). Mediante ANOVA comparó si existen diferencias significativas en las frecuencias de incendio de cada cobertura (bosque, arbustal, pastizal y cultivo) y región (árida y semiárida), además se testeó la interacción entre ambos factores. Para realizar el análisis se utilizó un diseño de parcelas divididas (Underwood, 1997), en el que cada paisaje fue considerado como un bloque, a cada bloque se le asignó una región (árida o semiárida) y en cada bloque estaban presentes las 4 coberturas de vegetación. La autocorrelación espacial de los datos se analizó mediante la técnica ya explicada.

$$Frecuencia = (Nq * 100) / 11 \quad \textbf{Ecuación 2.4}$$

Nq: número de veces que se quemó el sitio durante los 11 años.

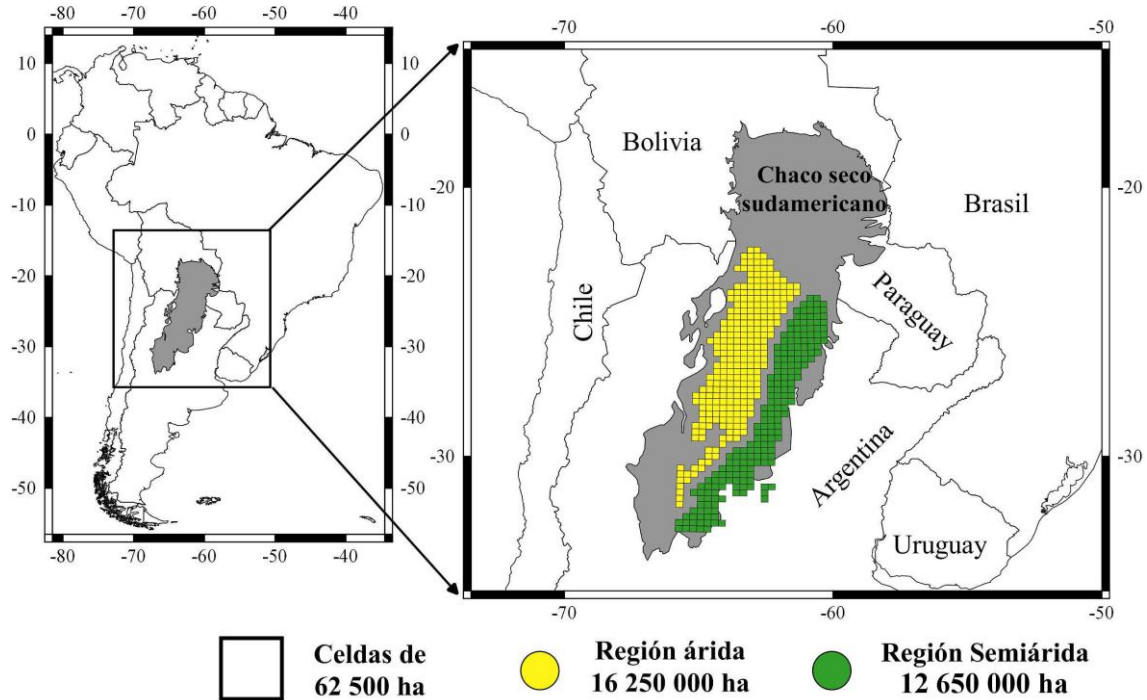


Figura 2.1. Chaco seco sudamericano resaltado en gris. Regiones árida y semiárida del Chaco seco argentino divididas en celdas de 62 500 hectáreas.

A su vez, con el objetivo de estudiar el efecto del nivel de cobertura de bosque sobre la inflamabilidad del paisaje, en cada una de las celdas de 62 500 ha se calculó la cantidad total de focos de calor MODIS detectados en el periodo de estudio. También, se calculó el porcentaje promedio de la celda ocupada por cobertura de bosque en los 11 años de estudio. Para esto, se utilizaron los mapas GlobCover 2000, 2005 y 2009 (Apéndice A) y se realizó un promedio ponderado en base a la cantidad de años que abarca cada mapa. Luego, se clasificaron las celdas en base a la cobertura de bosque en los siguientes siete niveles 1) < 10 %, 2) entre 11 y 20 %, 3) entre 21 y 30 %, 4) entre 31 y 40 %, 5) entre 41 y 60 %, 6) entre 61 y 80 % 7) > 80 %. Para niveles de cobertura superiores a 40 % se utilizaron intervalos de 20 % para balancear la cantidad de paisajes incluidos en cada categoría. Luego, los datos se analizaron mediante un modelo lineal generalizado (Quinn & Keough, 2002) a una vía de clasificación (nivel de cobertura arbórea) con 7 niveles de factor comparando la cantidad de focos de calor MODIS detectados en cada celda. La autocorrelación espacial de los datos se analizó mediante la técnica ya explicada.

Por último, en una tercera escala espacial, se estudió la relación existente entre la productividad primaria neta pre-incendio de cada cobertura vegetal y la ocurrencia de incendios. Para realizar este estudio se eligió el año 2008, debido a que en dicho año hubo una gran cantidad de incendios en la región. Para cada cobertura vegetal por separado en cada región se eligieron al azar 50 parcelas de 8x8 km que tuvieran como mínimo 200 ha quemadas de la cobertura vegetal en estudio (8 píxeles MCD45) y al menos la misma cantidad de hectáreas no quemadas de la misma cobertura vegetal. Luego, para cada parcela se seleccionó toda el área quemada de la vegetación en estudio y se seleccionó al azar la misma cantidad de hectáreas de vegetación no quemada. Se utilizó este enfoque debido a que el mismo permite realizar un análisis apareado de los datos.

Para la vegetación quemada y no quemadas seleccionada en cada parcela, se estimó la Integral Estacional de la Actividad Fotosintética (NDVI-EI) para las dos estaciones de crecimiento (septiembre hasta marzo) y de invierno (abril hasta agosto) anteriores a la temporada de incendios (Fischer *et al.*, 2015) (Ecuación 2.5). Luego, en cada región de estudio por separado y para cada cobertura vegetal se compararon las diferencias de NDVI-EI entre la vegetación quemada y no quemada mediante un test T apareado.

$$NDVI - EI = \sum_1^n NDVI * P \quad \text{Ecuación 2.5}$$

NDVI-EI: integral Estacional de la Actividad Fotosintética.

n: número de imágenes de NDVI captadas durante la estación.

P: 1/total de datos de NDVI por estación.

2.4 RESULTADOS

En el periodo de estudio se detectaron un total 14 857 incendios entre ambas regiones, los cuales quemaron una superficie de 3 966 070 ha. Se observó una diferencia significativa entre regiones en el porcentaje de superficie quemada anualmente (árida=0,5; semiárida=1,7; T=-8.63; gl=9; P<0,0001) (Figura 2.2). El análisis de la distribución temporal de los datos muestra que existen fuertes variaciones interanuales en la diferencia entre regiones, ya que según el año porcentaje de superficie quemada en la región la región

semiárida es entre 2 y 10 veces superior al de la región árida.

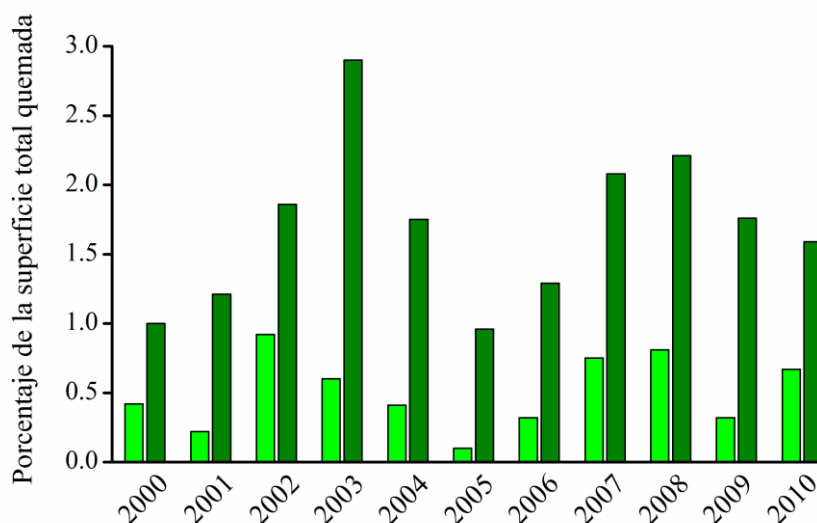


Figura 2.2. Porcentaje anual de la superficie total quemada de cada región. Verde claro: región árida. Verde oscuro: región semiárida.

En lo que respecta a la superficie quemada por cobertura y región, en la región árida, aproximadamente el 31,6 % de la superficie quemada correspondió a bosque y otro 31,5 % a arbustal, mientras que un 20,7 % correspondió a pastizal y solo un 16,2 % a cultivos. En cuanto a la región semiárida, aproximadamente el 20 % de la superficie quemada correspondió a bosque y el 41,8 % a arbustal, mientras que un 19,5 % correspondió a pastizal y un 18,7 % a cultivo (Tala 2.1).

Tabla 2.1. Porcentaje promedio de superficie ocupada por cada cobertura vegetal en cada región y superficie quemada por cobertura durante el periodo 2000-2010.

	Árida			Semiárida		
	Cobertura	Quemado		Cobertura	Quemado	
	% superficie ocupada	Superficie ha	%	% superficie ocupada	Superficie ha	%
Bosque	61,5	340 040	31,6	44,3	579 183	20
Arbustal	25,2	339 131	31,5	20,5	1 207 408	41,8
Pastizal	6,6	222 859	20,7	16,6	563 238	19,5
Cultivo	6,8	174 513	16,2	18,5	539 698	18,7
Total		1 076 543			2 889 527	

Se observaron diferencias significativas en el índice de Ivlev estimado para cada cobertura (Figura 2.3, Tabla 2.2). En ambas regiones, la cobertura de bosque se quema menos de lo que se espera por azar, ya que posee valores de Ivlev negativos. A su vez, el arbustal árido junto con el cultivo semiárido tuvieron un valor muy cercano a cero. Mientras que pastizal y el cultivo árido junto con el arbustal y el pastizal semiárido se queman más de lo que se espera por azar.

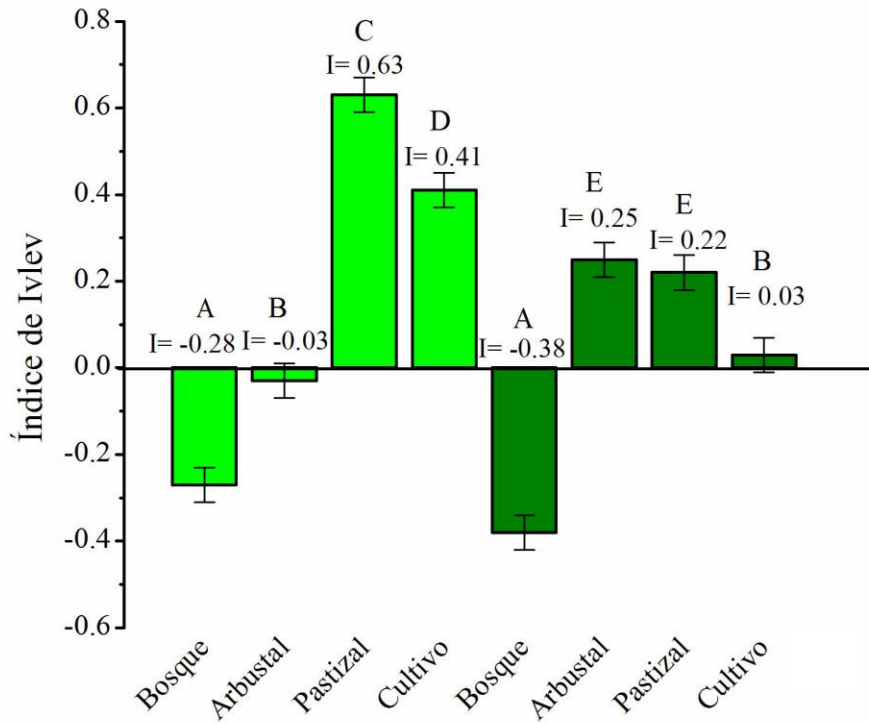


Figura 2.3. Índice de preferencia de Ivlev por cobertura. Verde claro: región árida. Verde oscuro: región semiárida. I: valor índice de Ivlev. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0,05$).

Tabla 2.2. Tabla de resumen para el análisis de la varianza en bloque del índice de Ivlev

	P	F
Cobertura	<0,0001	129.86
Región	0,0009	12.09
Cobertura x región	<0,0001	28.95

El análisis de la distribución de tamaños de incendios muestra que ambas regiones poseen patrones similares para incendios menores a 10 000 hectáreas (Figura 2.4). Además, en ambas regiones la mayoría de los incendios fueron menores a 1000 ha (árido=51 %; semiárido=53 %). Sin embargo, se observan importantes diferencias en la ocurrencia de incendios mayores a 10 000 Hectáreas. En la región árida no se detectó ningún incendio mayor a 10 000 hectáreas, mientras que en la región semiárida se detectaron 19 incendios mayores a 10 000 hectáreas, que en conjunto representan el 10,8 % del total del área quemada.

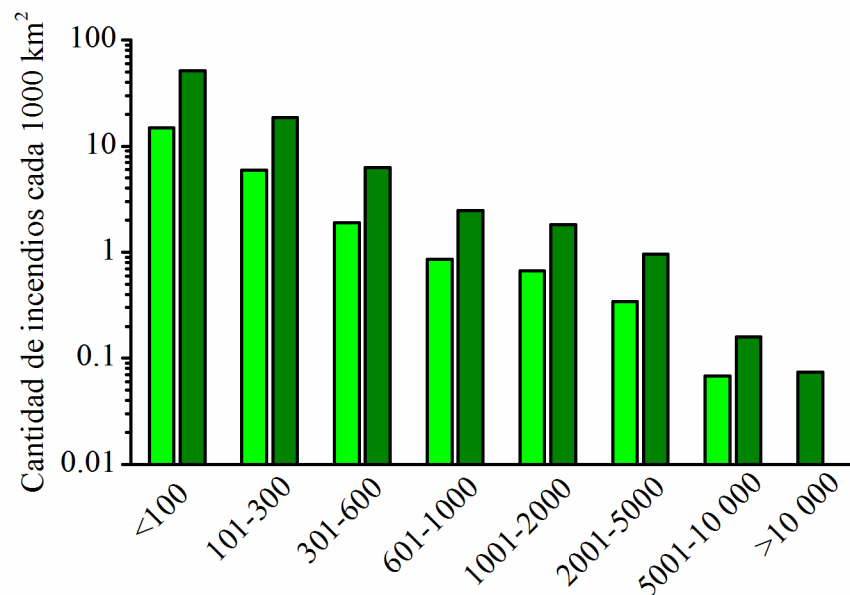


Figura 2.4. Cantidad de incendios por clase de tamaño cada 1000 km². Verde claro: región árida. Verde oscuro: región semiárida.

Se detectaron diferencias significativas en la frecuencia promedio de incendios entre las regiones árida y semiárida y entre las diferentes coberturas vegetales, también se detectó un efecto significativo de la interacción entre las regiones y las coberturas vegetales (Tabla 2.3)

Tabla 2.3. Tabla de resumen para el análisis de la frecuencia de incendios mediante análisis de la varianza en parcelas divididas.

	P	F
Cobertura	<0,0001	35,9
Región	<0,0001	66,47
Cobertura x región	<0,0001	11,56

En ambas regiones, la cobertura de bosque presentó menor frecuencia promedio de incendio cada 100 años que las demás coberturas de su misma región, siendo significativamente mayor en la región semiárida que en la región árida (árida=0,36, semiárida=1,94; Figura 2.5). En la región semiárida las coberturas que presentaron mayor frecuencia de incendio fueron el arbustal (2,62), pastizal (3,17) y cultivo (2,98) sin diferencias significativas entre sí. Mientras que en la región árida estas tres coberturas presentaron diferencias significativas entre sí (arbustal= 0,76; pastizal=1,28; cultivo=2,26).

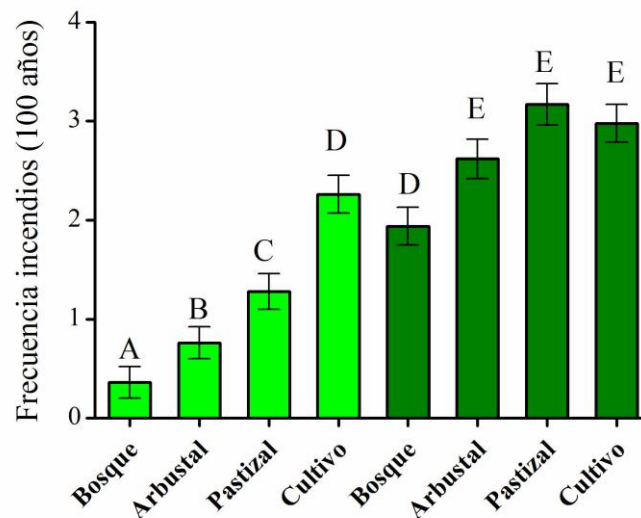


Figura 2.5. Frecuencia promedio de incendios cada 100 años y su desvío estándar para las coberturas de bosque, arbustal, pastizal y cultivo. Verde claro: región árida. Verde oscuro: región semiárida. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0,05$).

Tanto en la región árida ($F=11,81$; $gl=6$; $P < 0,0001$) como en la semiárida ($F=14,39$; $gl=6$; $P < 0,0001$) el porcentaje de cobertura de bosque presente en el paisaje tuvo un efecto significativo sobre la cantidad de focos de calor detectados (Figura 2.6). En ambas regiones, la máxima actividad de los incendios se produjo en celdas con coberturas

intermedias de bosque.

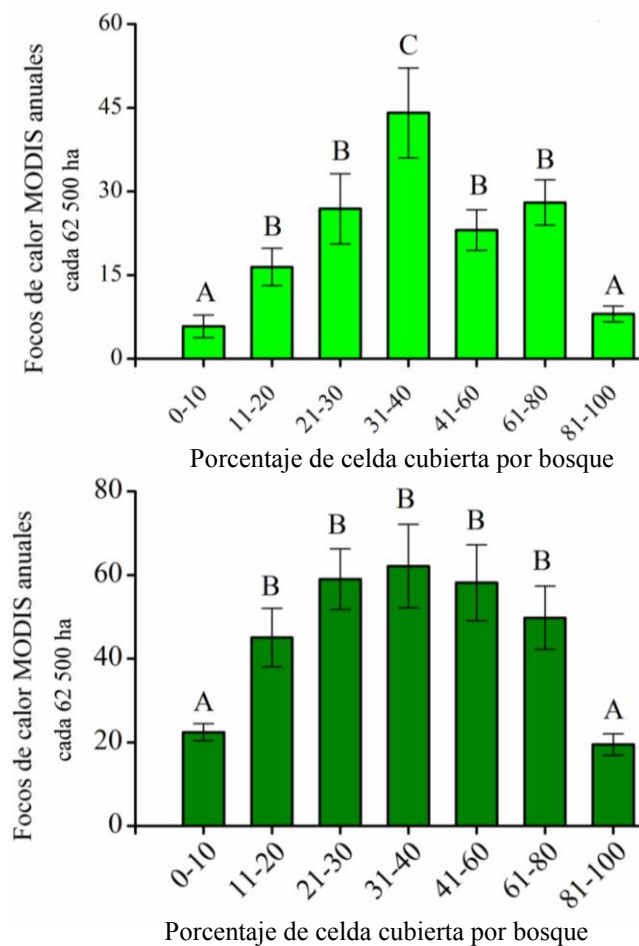


Figura 2.6. Cantidad de focos de calor detectados anualmente y su error estándar, en relación al porcentaje de cobertura de bosque presente en cada celda. Verde claro: región árida. Verde oscuro: región semiárida. Letras diferentes indican diferencias significativas dentro de cada gráfico ($P < 0,05$).

La productividad pre-incendio de las parcelas quemadas y no quemadas varió según el tipo de vegetación (Figura 2.7). En ambas regiones, el bosque quemado fue menos productivo antes del incendio que el bosque no quemado, mientras que para el pastizal no se encontraron diferencias en la productividad. El arbustal mostró patrones distintos en ambas regiones, en la región árida el arbustal quemado fue menos productivo antes del incendio que el arbustal no quemado, mientras que en la región semiárida no se observaron diferencias significativas.

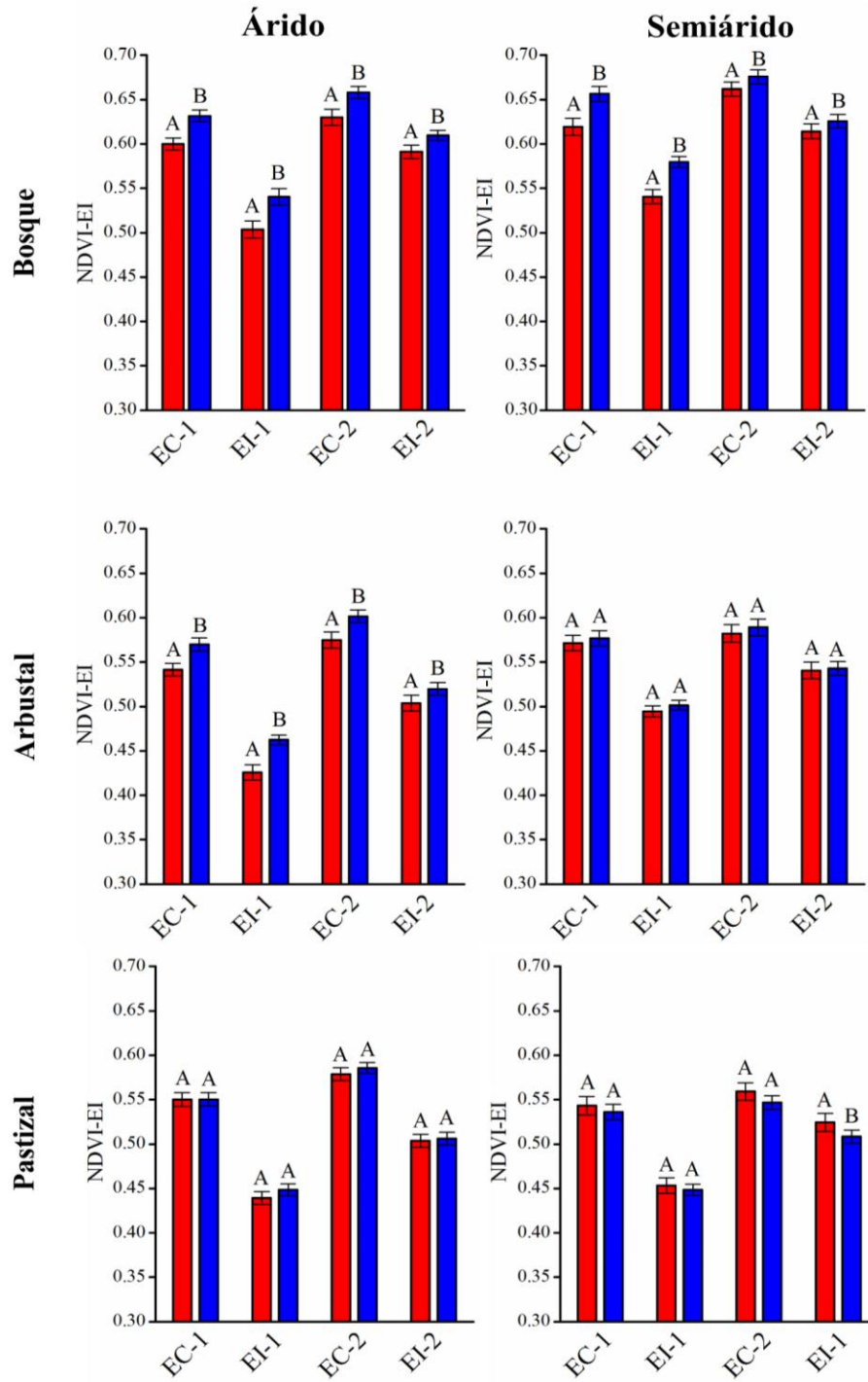


Figura 2.7. Integral de NDVI y su error estándar. Rojo: parcelas quemadas. Azul: parcelas no quemadas. **EC-1**: Estación de crecimiento anterior al incendio; **EI-1**: Estación de invierno anterior al incendio; **EC-2**: Estación de crecimiento dos años antes del incendio; **EI-2**: Estación de invierno dos años antes del incendio. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0,05$).

2.4 DISCUSIÓN

En el presente capítulo se observaron importantes diferencias de inflamabilidad entre las coberturas vegetales. Tal como se esperaba las coberturas de bosque y pastizal poseen comportamientos opuestos en cuanto a inflamabilidad (Figura 2.3 y 2.5). Esto está estrechamente relacionado a las marcadas diferencias que poseen en cuanto a ignitabilidad y consumabilidad (Anderson, 1982), lo cual, es consecuencia de sus características opuestas en cuanto a protección contra el sol y el viento (Chen *et al.*, 1999), tasa de secado del combustible (Jurdao & Chuvieco, 2012) potencial para el desarrollo de pasturas (Díaz, 2003; Bodini & Clerici, 2016), continuidad de los combustibles finos y relación combustible fino/grueso (Anderson, 1982). En cambio la predicción del nivel de inflamabilidad intermedio realizada para el arbustal, se cumple solamente para la región árida. Este contraste entre regiones en el comportamiento del arbustal puede deberse a la carga de combustible fino presente en cada región. Según Atala *et al.*, (2009) el arbustal de la llanura chaqueña del norte cordobés, ubicados en la región semiárida estudiada, posee un estrato herbáceo con un nivel de cobertura de pasturas superior al 60 %, mientras que en la región árida la cobertura de pasturas alcanza solamente un 40 %. En el mismo sentido Bucher, (1982) señala que existe un gradiente creciente de la productividad del pastizal desde la región árida a la semiárida como consecuencia del gradiente de humedad. Por lo tanto, el desarrollo de un estrato herbáceo con de pasturas en el arbustal semiárido le conferiría una inflamabilidad similar a la del pastizal semiárido. No obstante, se necesitan estudios a campo que permitan determinar la relación de combustible fino/grueso del arbustal, como así también estudios a campo que comparen la inflamabilidad a nivel de cada cobertura.

Con respecto a la elevada frecuencia de incendios observada en el cultivo, según Martínez Carretero, (1995) y Guevara, (2005) estaría relacionada a la abundante disponibilidad de rastrojos provenientes de la práctica de siembra directa, la cual se ha extendido en la región chaqueña en las últimas décadas (Morello & Rodríguez, 2009). Debido a que los rastrojos poseen un bajo nivel de humedad y una elevada ignitabilidad, pueden prenderse fácilmente, generar un foco de incendio y propagarse hacia las coberturas aledañas (Martínez Carretero, 1995; Guevara, 2005). No obstante, para comprender el

patrón observado también es necesario tener en cuenta las limitaciones de los productos satelitales utilizados, ya que el mapa de vegetación GlobCover 2000 tiene una resolución espacial de 100 ha, por lo cual en dichos píxeles hay una mezcla de coberturas (Apéndice A). Con este nivel de resolución espacial cobra relevancia el uso del fuego en el proceso de desmonte para la agricultura; debido a que en píxeles catalogados como agricultura, el proceso de desmonte podría no haber sido total y permanecer activo, a la vez que podría haber zonas de pastizal. En base a esto es necesario establecer cuál es la importancia relativa de la quema de rastrojos; ya que si este posee una importancia elevada en la ignición y propagación de incendios de la región chaqueña, se necesitaría implementar prácticas de manejo seguras para reducir la probabilidad de generación de incendios. A pesar de la similitud de ambas regiones en cuanto al patrón de frecuencia de incendios del cultivo, se observaron notables diferencias en la tendencia quemarse. Esto se debe a que a pesar de que el cultivo ocupa una baja proporción de terreno en la región árida, su contribución proporcional a la superficie quemada (Q_i en Ecuación 2.2) es relativamente elevada (Tabla 2.1); mientras que en la región semiárida la contribución relativa del cultivo es significativamente menor. Esto es consecuencia de que en la región árida las coberturas que ocupan la mayoría de la superficie (bosque, arbustal) poseen un bajo nivel de inflamabilidad, mientras que en la región semiárida el arbustal y el pastizal poseen un elevado nivel de inflamabilidad que les permite quemarse con elevada frecuencia. Esto marca una limitación en el uso del índice de Ivlev como estimador de la tendencia a incendiarse, ya que sus resultados se ven influenciados por el nivel de inflamabilidad de las demás coberturas presentes.

Tal como se esperaba el bosque tuvo una baja inflamabilidad en ambas regiones, no obstante el nivel de cobertura del mismo no tuvo el efecto negativo que se esperaba sobre la inflamabilidad de paisaje. Esto se debe a que la máxima ocurrencia de incendios estuvo en celdas con niveles de cobertura de bosque intermedia, observándose una reducción en la cantidad de focos de calor a niveles de cobertura de bosque elevados y también bajos. La elevada cantidad de focos de calor en celdas con bajo porcentaje de cobertura de bosque contradice, al menos en parte nuestra predicción sobre el efecto del bosque en la propagación de incendios. Similares resultados han sido reportados por Archibald *et al.*, (2009), quienes sugieren que la elevada frecuencia de incendios observada en zonas con

una cobertura boscosa intermedia se debe a que en dichas zonas existe una gran cantidad de igniciones debidas a la intensa actividad de desmonte. En base a la idea propuesta por Archibald *et al.*, (2009) se analizó, para ambas regiones, la ubicación de las celdas con cobertura de bosque entre 20 y 80 %. Se detectó que las mismas están ubicadas principalmente en áreas que según Volante & Paruelo, (2015) tuvieron una elevada tasa de cambio de vegetación natural por vegetación antrópica en el periodo 1997-2007. Sin embargo, el efecto del proceso de desmonte por sí solo no permite explicar la baja cantidad de focos de calor en las celdas con baja escasa cobertura de bosque, ya que las coberturas de pastizal y cultivo son altamente inflamables en las dos regiones. En la región árida este patrón puede ser explicado a través de la conformación de las coberturas presentes. En celdas con bajo nivel de cobertura de bosque hay una mayor proporción de arbustal (Apéndice C), el cual posee un nivel de inflamabilidad relativamente bajo. Además, en celdas niveles de cobertura de bosque intermedio se observa la máxima proporción de cobertura de pastizal y cultivo. Si tenemos en cuenta que según Bucher, (1982) en la región árida las zonas de pastizal natural serían escasas, es lógico suponer la presencia de los mismos estaría estrechamente relacionada a la implantación de pasturas para la actividad ganadera (Cardona, 2006; Morello & Rodríguez, 2009). Por lo tanto, en áreas con niveles de cobertura de bosque intermedia la elevada ocurrencia de incendios estaría asociada tanto a la mayor presencia de pastizal de como a las igniciones debidas al desmonte.

En cambio, para la región semiárida el patrón en forma de campana no puede ser explicado en forma completa con los datos actuales. Esto se debe a que si bien en celdas con niveles intermedios de cobertura de bosque hubo una fuerte actividad de desmonte, en las celdas con baja cobertura de bosque predominan las demás coberturas (arbustal, pastizal y cultivo). Teniendo en cuenta estas tres últimas coberturas poseen un elevado nivel de inflamabilidad, se esperaría que la ocurrencia de incendios fuera máxima en celdas con baja cobertura de bosque. Para comprender los procesos que pueden generar dicho patrón es necesario tener en cuenta las variables del sistema chaqueño que puedan afectar la presencia de combustibles finos y que no han sido tenidos en cuenta. Debido a que el arbustal puede tener fuertes variaciones en la carga de combustible fino, se analizó la ubicación de las celdas con menos del 10 % de bosque y una cobertura de arbustal mayor al 50 %. Se detectó que cerca de la mitad de estas se ubicaban en zonas que según el trabajo

de Zak & Cabido, (2002) se hallan dominadas por zonas de arbustal sub halofítico de *G. decorticans* y de *Allenrolfea vaginata* (Griseb) Kuntse. En dicho trabajo los autores reportan que estas comunidades poseen escaso o nulo desarrollo del dosel arbóreo y un estrato herbáceo con bajo nivel de cobertura (15 %). Además poseen una comunidad dominada por especies halófitas y plantas crasas (Sarmiento, 1963) con características estructurales muy diferentes a las de otros ambientes (Gimenez & Moglia, 2017). También se detectó que la tercera parte de las celdas se ubicaron en el cordón montañoso de Sierras Grandes de Córdoba por arriba de los 1000 m de altura, el cual posee una incidencia de incendios menor que los cordones montañosos adyacentes (Argañaraz *et al.*, 2015). Esta región se caracteriza por la presencia de zonas de arbustal de romerillo (*Heterothalamus alienus* Spreng.) entre los 1300 y 1700 metros de altura (Luti *et al.*, 1979). En base a los datos reportados por Argañaraz *et al.*, (2015) se calculó para esta formación de arbustal un índice de selectividad de Ivlev=-0,1. A su vez en dicha zona es común la presencia de afloramientos rocosos (Cingolani *et al.*, 2004), los cuales impiden la propagación de los incendios debido a la falta de materia vegetal. Por lo tanto, la baja cantidad de focos de calor observada en celdas con baja cobertura de bosque estaría determinada por características locales de la vegetación que no se reflejan en los mapas de vegetación utilizados.

También es importante remarcar que a pesar de la baja inflamabilidad de la cobertura de bosque en la región semiárida, la ocurrencia de incendios en el paisaje se mantuvo elevada hasta niveles de cobertura boscosa de 81 % (Figura 2.6). Dicho umbral es sensiblemente superior al umbral de 40 % de cobertura boscosa a partir del cual decae abruptamente la posibilidad de percolación del fuego (Turner *et al.*, 1989; Archibald *et al.*, 2009; Staver *et al.*, 2011; Abades *et al.*, 2014). Estas discrepancias podrían ser consecuencia del patrón de distribución espacial del combustible fino en la región semiárida. Un supuesto importante que subyace al umbral de percolación de fuego del 40 %, es que la cobertura inflamable, como por ejemplo el pastizal, se halla distribuida en forma aleatoria por el paisaje (Turner *et al.*, 1989). Los resultados obtenidos por (Archibald *et al.*, 2012) en modelos de simulación demuestran que en zonas donde los combustibles inflamables poseen una distribución agrupada en el paisaje, es posible la percolación del fuego, incluso en paisajes donde más del 70 % del mismo está cubierto por vegetación no inflamable. Teniendo en

cuenta dicha evidencia, cobran relevancia los cambios de uso de suelo ocurridos en los últimos 30 años. Según Volante & Paruelo, (2015), la matriz de vegetación natural ha sido perforada e interrumpida por grandes unidades productivas de agricultura y ganadería con pasturas implantadas, las cuales poseen una distribución espacial agrupada en el paisaje. Bajo este contexto, la ocurrencia de incendios que se observa en la región semiárida, incluso con elevados niveles de cobertura boscosa, podría ser explicada al menos en parte por la distribución espacial agrupada en el paisaje de los combustibles finos y por la actividad de desmonte.

Los resultados obtenidos para el efecto de la productividad pre-incendio concuerdan parcialmente con la hipótesis planteada acerca de que el efecto de la productividad de las coberturas vegetales sobre la probabilidad de ignición y propagación de las llamas a través del paisaje está determinado por el nivel de inflamabilidad de las mismas. En el bosque dominado por combustibles leñosos, los cuales poseen baja inflamabilidad (Jaureguiberry *et al.*, 2011), se observa que los sitios no quemados fueron menos productivos que los quemados; por lo tanto, la biomasa de los años previos al incendio no propició la ocurrencia de incendios. Similares resultados fueron reportados por Fischer *et al.*, (2015) para el extremo sur de la región chaqueña y la región de monte; en dicho trabajo los autores propusieron que en los bosques estudiados la principal limitante para la ocurrencia y propagación de incendios estaría asociada al estado de humedad de los combustibles. En este sentido, diversos trabajos realizados para la región chaqueña, demuestran que existe una relación positiva entre el NDVI medido, el nivel de biomasa, la cobertura arbórea (Gasparri *et al.*, 2010) y la humedad de los combustibles leñosos (Argañaraz *et al.*, 2016). Por lo tanto, los bosques no quemados tendrían no solo una mayor densidad de árboles y biomasa leñosa, sino también combustibles con mayor nivel de humedad. Bajo estas condiciones, el material combustible de los bosques tendería a acumularse durante periodos de tiempo prolongados hasta que se generen las condiciones de sequía necesarias para permitir la ignición de los combustibles leñosos. Dicho proceso concuerda con las ideas planteadas en los trabajos de Kunst, (2011) y Bravo *et al.*, (2014), quienes sugieren que el fuego se origina en las zonas de pastizal y penetra en el bosque chaqueño en forma de incendio de copa solamente los años de sequía intensa. Por lo tanto, a pesar de ser un sistema árido, la cobertura de bosque se comporta como limitada por la humedad.

Capítulo 2: Inflamabilidad del paisaje chaqueño

Debido a que en el Chaco seco argentino existe un marcado déficit hídrico (Pántano *et al.*, 2014), el pastizal del ecotono con el bosque chaqueño fue clasificado como limitado por la cantidad de combustible en el trabajo realizado Meyn *et al.*, (2007). En esta clase de sistemas la principal limitante para la propagación de incendios es la cantidad y continuidad de la biomasa y no el nivel de humedad, por lo tanto, se esperaría que la productividad pre-incendio del pastizal tuviera un efecto positivo sobre la ocurrencia de incendios incendio (Keane *et al.*, 2001; Acuna *et al.*, 2010). Sin embargo, en el presente trabajo no se detectó ninguna relación entre la ocurrencia de incendios y la productividad pre-incendio del pastizal, lo cual no concuerda con la predicción realizada acerca de que el pastizal quemado posee una mayor productividad de combustible fino pre-incendio que el pastizal no quemado. Por lo tanto en la escala de paisaje (8x8 km) estudiada, el sistema se comportó como si no estuviera limitado por la cantidad de combustible. Esto sugiere que el efecto de la productividad del pastizal estaría siendo enmascarado por otras variables que no fueron consideradas en este trabajo, como por ejemplo el uso de la quema prescripta como herramienta productiva, la cual es una práctica que se halla extendida en la región. En consecuencia, aunque la inflamabilidad y la capacidad de propagación del fuego si se halla determinada por la carga de combustible fino (Keane *et al.*, 2001); a la escala espacial estudiada las igniciones de las unidades productivas determinarían si el pastizal se quema o no se quema. Aunque es necesario remarcar que en el año 2008 hubo una gran cantidad de incendios en toda la región chaqueña, lo cual sugiere que ese año hubo escasas restricciones para la ocurrencia y propagación de incendios. Por lo tanto sería importante estudiar el comportamiento del pastizal en años de poca cantidad de incendios. En lo que respecta al arbustal, nuevamente presentó diferencias de comportamiento entre las dos regiones, ya que en la región árida, al igual que la cobertura de bosque, el arbustal no quemado tuvo mayor productividad pre-incendio que el quemado. Mientras que el arbustal semiárido presentó el mismo comportamiento que el pastizal. El hecho de que el arbustal semiárido presente el mismo patrón de comportamiento que el pastizal, refuerza la hipótesis desarrollada previamente acerca de que la diferencia de inflamabilidad entre regiones observada para el arbustal estaría asociada al grado desarrollo del estrato herbáceo.

La comparación de la inflamabilidad entre las regiones de estudio muestra claramente que la región semiárida es más inflamable que la región árida en cuanto a porcentaje de

superficie quemada anualmente, ocurrencia de incendios mayores a 10 000 ha, frecuencia de incendios y tendencia de cada cobertura a incendiarse. En el marco conceptual de la productividad intermedia se esperaría que las diferencias de inflamabilidad estuvieran determinadas por el gradiente creciente de productividad desde la región árida a la semiárida (Bucher, 1982). Sin embargo, los resultados obtenidos en este capítulo no reflejan dicho patrón. Por el contrario, los resultados sugieren que las principales causas de las diferencias de inflamabilidad entre regiones estarían asociadas al nivel de inflamabilidad de cada cobertura y la configuración espacial de las coberturas presentes en el paisaje. Esto se debe a que en la región semiárida, el porcentaje de superficie ocupada por pastizal no solamente es casi el triple que en la región árida, sino que además la inflamabilidad del arbustal es igual que la del pastizal. Por lo tanto, las diferencias en la capacidad de propagación de los incendios estarían influenciadas por la presencia de combustible fino tanto en forma de áreas de pastizal dispersos en el paisaje o como parte del estrato herbáceo del arbustal. A su vez, es importante destacar que el proceso de arbustización detectado en la región chaqueña (Adamoli *et al.*, 1990) tendría efectos muy diferentes en ambas regiones, ya que en la región semiárida la transformación de bosque en arbustal significa un marcado incremento en la inflamabilidad, mientras que en la región árida este incremento es menos marcado. Otro factor importante, fue la presencia porcentual de cultivos, el cual en la región semiárida es casi el triple que en la región árida; por lo tanto, la región semiárida se ha visto más afectada por los incendios relacionados a los desmontes. Sin embargo, es importante remarcar que la diferencia de productividad entre regiones es el motivo por el cual existe una mayor proporción de terreno cultivado en la región semiárida. Además, según (Bucher, 1982) la mayor presencia de zonas de pastizal en la región semiárida estaría relacionado al gradiente de precipitaciones, lo cual a su vez estaría determinando el desarrollo de las pasturas en el estrato herbáceo del arbustal y determinaría la elevada inflamabilidad del arbustal semiárido.

CAPÍTULO 3

FACTORES DETERMINANTES DEL PATRON ESPACIAL DE INCENDIOS EN EL CHACO SECO ARGENTINO

3.1 INTRODUCCIÓN

Los incendios son un disturbio natural y recurrente en muchos ecosistemas terrestres que poseen una fuerte variación espacial y temporal (Pausas & Ribeiro, 2013). El patrón de distribución espacial de la inflamabilidad de la vegetación, como así también de la cantidad de incendios y de la superficie quemada está determinado por el efecto y la interacción de controles top-down y bottom-up característicos de cada ecosistema (Mckenzie *et al.*, 2011). Los controles top-down hacen referencia a las condiciones como la temperatura, humedad ambiente, precipitaciones y vientos (Meyn *et al.*, 2007). En el corto plazo, es decir semanas a meses, el estado de humedad de la atmósfera, la temperatura y el viento determinan principalmente el estado de humedad de los combustibles muertos (Wastl *et al.*, 2013). La respuesta de la humedad de los combustibles a los factores climáticos está determinada por la tasa de desecación de los combustibles muertos, la cual varía desde días para los combustibles finos a meses para los combustibles gruesos (Bianchi *et al.*, 2014). Sin embargo, la humedad de los combustibles muertos es solo una parte del peligro de la propagación de incendios. Esto se debe que la probabilidad de propagación de incendios en el paisaje también está estrechamente vinculada al contenido de humedad de la vegetación viva (Jurdao & Chuvieco, 2012). A diferencia de los combustibles muertos, el nivel de humedad de los combustibles vivos necesita periodos que van de meses a años para responder a las condiciones atmosféricas (Argañaraz *et al.*, 2016). A su vez, los cambios temporales de la disponibilidad de la biomasa en respuesta a las condiciones climáticas, van a depender de las características de cada combustible. Mientras que los combustibles gruesos y leñosos necesitan años o décadas para acumularse (DellaSala & Hanson, 2015), los combustibles fino pueden presentar una gran variación interanual consecuencia de las variaciones en las precipitaciones (Chen *et al.*, 2011).

Los controles bottom-up hacen referencia a las características físicas del medio sobre el que se propaga el fuego, como la topografía y las propiedades estructurales y funcionales de cada una de las cubiertas vegetales (Parks *et al.*, 2012). Como ya se mencionó anteriormente la configuración espacial (cantidad, continuidad y disposición) de cada uno de los elementos del paisaje tendrá un efecto marcado sobre la inflamabilidad del mismo (Turner *et al.*, 1989; Archibald *et al.*, 2012; Abades *et al.*, 2014). A través de sus actividades el hombre ejerce un fuerte control sobre la propagación de incendios (Aldersley *et al.*, 2011), ya que a través de la apropiación del suelo modifica los combustibles presentes en el paisaje. Por lo tanto, algunos autores lo incluyen dentro del conjunto de controles bottom-up (Parks *et al.*, 2012). Comprender el efecto de los controles top-down y bottom-up sobre la distribución espacial de incendios no es una tarea sencilla, debido a que no basta solo con conocer el efecto individual de cada uno de estas variables; sino que también es necesario conocer la importancia relativa de cada variable y la forma en que las variables interactúan entre sí para determinar el patrón de distribución espacial de incendios (Archibald *et al.*, 2009; Evans, 2012). En este contexto el objetivo general del presente capítulo es determinar la importancia relativa del clima, la cobertura vegetal del suelo y las actividades humanas sobre la distribución espacial de incendios en el Chaco seco argentino.

3.2 Hipótesis y predicciones

1- El consumo de pasturas por parte del ganado disminuye la cantidad de combustible fino disponible para la ocurrencia y propagación de incendios. Por tal motivo se espera que:

- La ocurrencia de incendios tenga una relación negativa con la cantidad de ganado presente en el paisaje.

3.3 MATERIALES Y MÉTODOS

3.3.1 Obtención de datos

Para identificar los factores ambientales determinantes de la variación espacial de la ocurrencia de incendios, la región del Chaco seco argentino se dividió en 519 celdas de 62 500 ha (Figura 3.1). Las celdas utilizadas en este capítulo son las mismas que se

delimitaron en el capítulo 2, pero en este capítulo no se descartaron celdas ya que el área de estudio no se dividió en regiones. En cada uno de las celdas se estimaron las variables que se detallan a continuación para el periodo 2000-2010:

3.3.1.1 Detección de incendios

Para cuantificar la ocurrencia de incendios se utilizó el producto de focos de calor de MODIS (MCD14L) descrito en el capítulo 2. En cada paisaje se calculó la cantidad total focos de calor detectados en los 11 años de estudio.

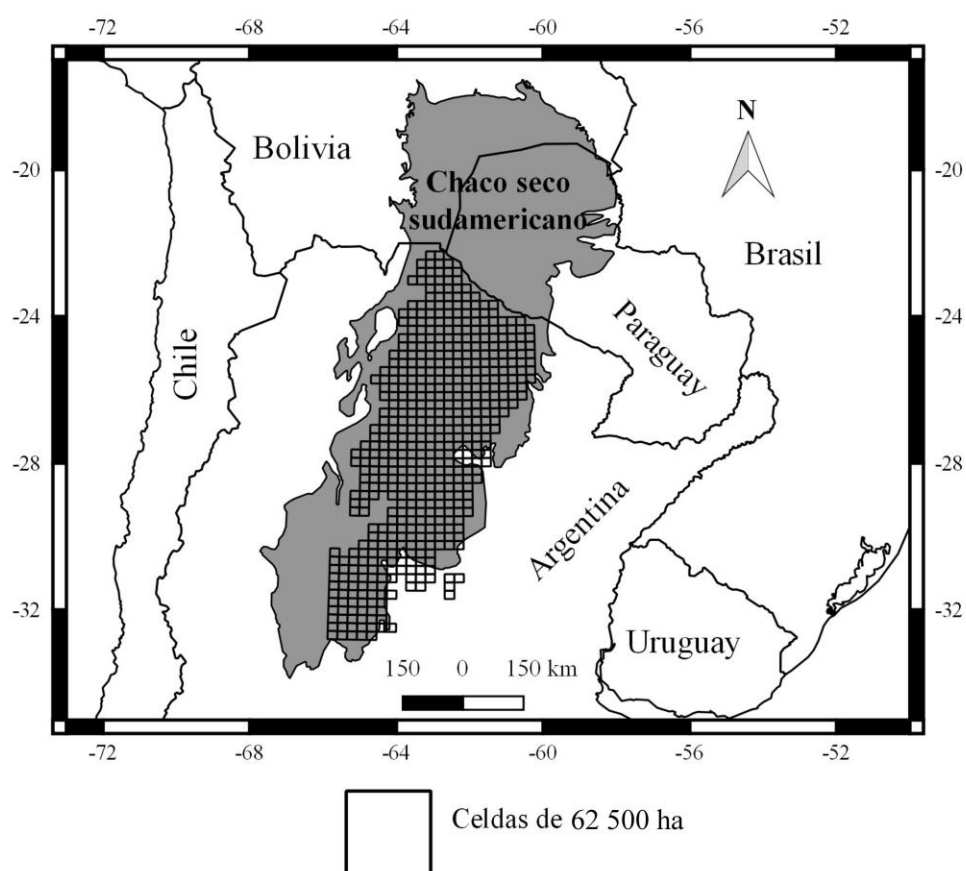


Figura 3.1. Chaco seco sudamericano resaltado en gris. Zona cuadriculada: región del Chaco seco argentino estudiada, dividida en 519 celdas de 62 500 ha.

3.3.1.2 Determinación de factores top-down y bottom-up

Para estimar el efecto de los factores top-down se calcularon las siguientes variables para cada celda 1) el déficit hídrico, el cual se estimó como la precipitación anual promedio

menos la evapotranspiración potencial promedio, 2) el desvío estándar interanual de las precipitaciones, 3) la temperatura promedio anual (Tabla 3.1).

Para estimar el efecto de los factores bottom-up se calcularon las siguientes variables para cada celda 1) el porcentaje de la celda ocupada por cada una de las coberturas: bosque, arbustal, pastizal y cultivo. Para esto se utilizaron los mapas de vegetación GlovCober 2000, 2005 y 2009 como se indica en el Apéndice A. No se utilizó la cobertura de arbustal para realizar el modelo estadístico debido a que los resultados del capítulo 2 sugieren que la misma no es una cobertura heterogénea, y que posee diferentes efectos sobre la propagación de incendios en cada área. También se estimaron las siguientes variables antrópicas, 2) la cantidad de poblaciones sin ejido urbano (caseríos y parajes). Para estimar la cantidad de poblaciones sin ejido urbano se utilizaron datos provenientes proyecto SIG-250 del Instituto Geográfico Nacional (<http://www.ign.gob.ar/sig#sigign>) y 3) toneladas de ganado por celda. Para esto se aplicó la técnica propuesta por Rueda *et al.*, (2013) descripta en el Apéndice D.

3.3.2 Análisis de datos

3.3.2.1 Preparación de los datos

Para evitar un sobreajuste del modelo se realizó un filtrado del conjunto de variables independientes mediante el índice de correlación Spearman; cuando dos variables poseen un nivel de correlación $|r| \geq 0,7$ se selecciona una de las dos variables, dejando aquella que tenga un mayor significado biológico, lo cual facilita la interpretación de los datos. Como resultado del proceso de filtrado se descartaron la temperatura promedio anual y el porcentaje promedio del paisaje ocupado por cultivo (Tabla 3.2).

Capítulo 3: Factores top-down y bottom-up

1 Tabla 3.1. Factores top-down y bottom-up calculados en cada celda.

	Grupo	Variables	Unidades	Origen de los datos y atributos
Factores top-down	<u>Climáticas</u>	Déficit hídrico	mm	TRMM 3B43 (25x25 km ²) y CGIAR-CSI Global-Aridity and Global-PET Geospatial Database 1x1km ² (http://www.cgiar-csi.org/)
		Desvío estándar interanual de las precipitaciones	mm	TRMM 3B43 25x25 km ² . TOVAS NASA. Datos mensuales en formato raster (http://disc2.nascom.nasa.gov/Giovanni/tovas/)
		Temperatura promedio anual	°C	3CNCC (http://3cn.cima.fcen.uba.ar/). 50x50 km ²
Factores bottom-up	<u>Cobertura</u>	Porcentaje promedio ocupado por bosque	%	GlobCover 2000 1x1 km ² (http://bioval.jrc.ec.europa.eu/) GlobCover 2005 y 2009 300x300 m ² . (http://www.esa.int/dua/ionia/globcover)
		Porcentaje promedio ocupado por arbustal	%	GlobCover 2000, GlobCover 2005 y 2009
		Porcentaje promedio ocupado por pastizal	%	GlobCover 2000, GlobCover 2005 y 2009
		Porcentaje promedio ocupado por cultivo	%	GlobCover 2000, GlobCover 2005 y 2009
	<u>Antrópicas</u>	Cantidad de poblaciones sin ejido urbano definido	-	Instituto Geográfico Nacional (www.ign.gob.ar/). Datos en formato vectorial
		Toneladas de ganado	t	Censo Nacional Agropecuario 2002. Por departamento (http://www.indec.mecon.gov.ar/agropecuario/cna_principal.asp)

8 Tabla 3.2. Coeficientes de correlación de Spearman entre los factores bottom-up (filas 1 a 6) y top-down (filas 7 a 9) determinantes del
 9 patrón de incendios en el Chaco seco argentino. En color gris se resaltan los valores $|r| \geq 0,7$, que fue el umbral utilizado para
 10 descartar entre pares de variables. Las variables retenidas se resaltan en negrita.

Variable	% Bosque	% Pastizal	% Cultivo	% Arbustal	Poblaciones	t ganado	Déficit hídrico	Desv. est. interanual precipitación
% Bosque								
% Pastizal	-0,66							
% Cultivo	-0,54	0,81						
% Arbustal	-0,67	0,30	0,08					
Poblaciones	-0,2	0,1	0,13	0,36				
t ganado	-0,37	0,27	0,05	0,29	-0,01			
Déficit hídrico	-0,38	0,49	0,44	0,02	0,46	0,46		
Desv. est. interanual precipitación	-0,07	0,3	0,22	0,04	-0,09	-0,22	0,51	
Temperatura promedio anual	0,83	-0,55	-0,4	-0,59	-0,28	-0,5	-0,47	0,04

3.3.2.2 Modelado de datos

Una vez seleccionadas las variables, los datos fueron modelados mediante la técnica de máquinas de aprendizaje no paramétrica “Boosted Regression Trees” (BRTs). Esta es una metodología para modelar datos que combina la técnica de árboles de regresión con el algoritmo de “*Boosting*”. Los árboles de regresión han sido ampliamente utilizados para el modelado de datos en ecología debido a que los mismos no solo poseen la capacidad de manejar simultáneamente variables independientes de diferentes tipos y modelar en forma automática las interacciones entre las variables, sino que además no son sensibles a la escala de los datos utilizados (Elith *et al.*, 2008). Sin embargo, los árboles de regresión poseen dos grandes problemas, 1) no sirven para ser utilizados como modelos predictivos y 2) muchas veces los árboles de regresión son demasiado largos y difíciles de interpretar (De’Ath, 2007). Actualmente, estas dificultades pueden ser superadas incorporando el proceso de *Boosting*, el cual consiste en ajustar una colección de árboles de regresión en forma iterativa. Para realizar cada una de las iteraciones se extrae mediante procedimiento Bootstrap entre el 40 y 60 % de los datos, luego se agrega el nuevo árbol de regresión a la secuencia existente y se ajusta minimizando la función de desviación. Al final de cada iteración se realiza una ponderación del pool total de datos, dándole mayor peso a aquellos que no pudieron ser clasificados en forma correcta, lo cual incrementa las chances de que dichas observaciones sean clasificadas en forma correcta en las iteraciones posteriores (De’Ath, 2007). El proceso se realiza por etapas (stagewise) y el modelo BRT final es un polinomio de cientos o miles de términos, en los que cada término es un árbol de regresión. Sin embargo, la contribución relativa de los árboles al poder explicativo del modelo disminuye con las sucesivas iteraciones (Elith *et al.*, 2008). La importancia relativa de las variables predictoras en los BRTs se cuantifica promediando la importancia relativa de cada variable en cada árbol realizado (De’Ath, 2007). En general los modelos BRT tienden a sobreajustar los datos (Argañaraz *et al.*, 2015), para evitar este efecto es importante dejar solamente las variables más relevantes y eliminar las que poseen un bajo poder explicativo. Usualmente las variables más relevantes se identifican con un límite de importancia relativa del 5 % (Johnstone *et al.*, 2010; Argañaraz *et al.*, 2015).

Existen dos parámetros claves para ajustar los BRTs: la tasa de aprendizaje lr (learning rate) y la complejidad de los árboles tc (tree complexity). La lr acota la contribución relativa que realizan los árboles sucesivos en el polinomio de árboles del modelo BRT final y el tc determina el número de interacciones (nodos) de cada árbol. El número de árboles del modelo BRT final (number of trees, nt) para una predicción óptima depende de la interacción entre estos parámetros. Valores bajos de lr deben ser compensados con un mayor número de iteraciones (De'ath, 2007; Elith *et al.*, 2008). El número óptimo de árboles se determinó utilizando una validación cruzada, dividiendo el conjunto de datos en diez subconjuntos (10-fold cross-validation). Los BRTs se ajustaron con el software R 3.1.0 (R Development Core Team, 2014), utilizando el paquete “gbm” (Ridgeway, 2013) y siguiendo las recomendaciones y script de Elith *et al.*, (2008). Para lo cual se utilizó un $lr=0,01$, $tc=10$ y en cada iteración se utilizó el 50 % de los datos.

3.3.2.3 Autocorrelación espacial

Debido a que la información utilizada para calcular el modelo BRT fue obtenida a partir de una grilla regular, los datos presentan un fuerte autocorrelación espacial (Bivand *et al.*, 2008). Cuando este patrón está presente en los residuos del modelo, se incrementa la probabilidad de que el modelo seleccione variables predictoras de poca importancia (Dormann *et al.*, 2007) debido a la violación del supuesto de independencia de los datos. Por ello, se analizó la autocorrelación espacial del modelo BRT calculando el índice de Moran para los residuos estimados (Fortin & Dale, 2005), las distancias óptimas (50 km) para realizar el análisis fueron calculadas por el programa. El índice de Moran típicamente varía entre -1 (autocorrelación negativa importante) y 1 (autocorrelación positiva importante), donde 0 indica la falta de autocorrelación espacial. Según el trabajo realizado por (O'Sullivan & Unwin, 2010), si los residuos del modelo poseen un índice de Moran menor a $|0,3|$, estos poseen una autocorrelación débil que no tendría incidencia sobre los resultados del modelo. El índice de Moran fue calculado con R 3.1.0 (R Development Core Team, 2014) utilizando el paquete *pgirmess* (Giraudoux, 2017).

3.4 RESULTADOS

Los incendios poseen una distribución espacial heterogénea en el Chaco seco argentino. En la figura 3.2 se puede observar que la mayor cantidad de incendios se ubica en la zona este y en la zona noroeste de la región de estudio. Mientras que las zonas sur, norte y centro del área de estudio poseen una baja cantidad de incendios. El modelo BRT final ajustado incluyó las seis variables utilizadas en el análisis y explicó el 60,8 % del total de la variabilidad observada en los datos (desviación total=464,5, desviación residual del modelo=182,1). La presencia porcentual del pastizal fue la variable más importante con un 16,9 % del total de la variabilidad explicada, seguida por las variables desvío estándar interanual de las precipitaciones (10,2 %), porcentaje de la celda cubierta por bosque (10,2 %), déficit hídrico (9 %), t ganado (8,3 %) y poblaciones (6,2 %). Los factores bottom-up explican la mayor parte de la variabilidad observada (41,6 %), mientras que los factores top-down tan solo explican el 19,2 %. Los valores del índice de Moran oscilaron entre -0,15 y 0,15, dentro de los 1200 km de distancia (Figura 3.4), indicando una autocorrelación espacial débil (O'Sullivan & Unwin, 2010).

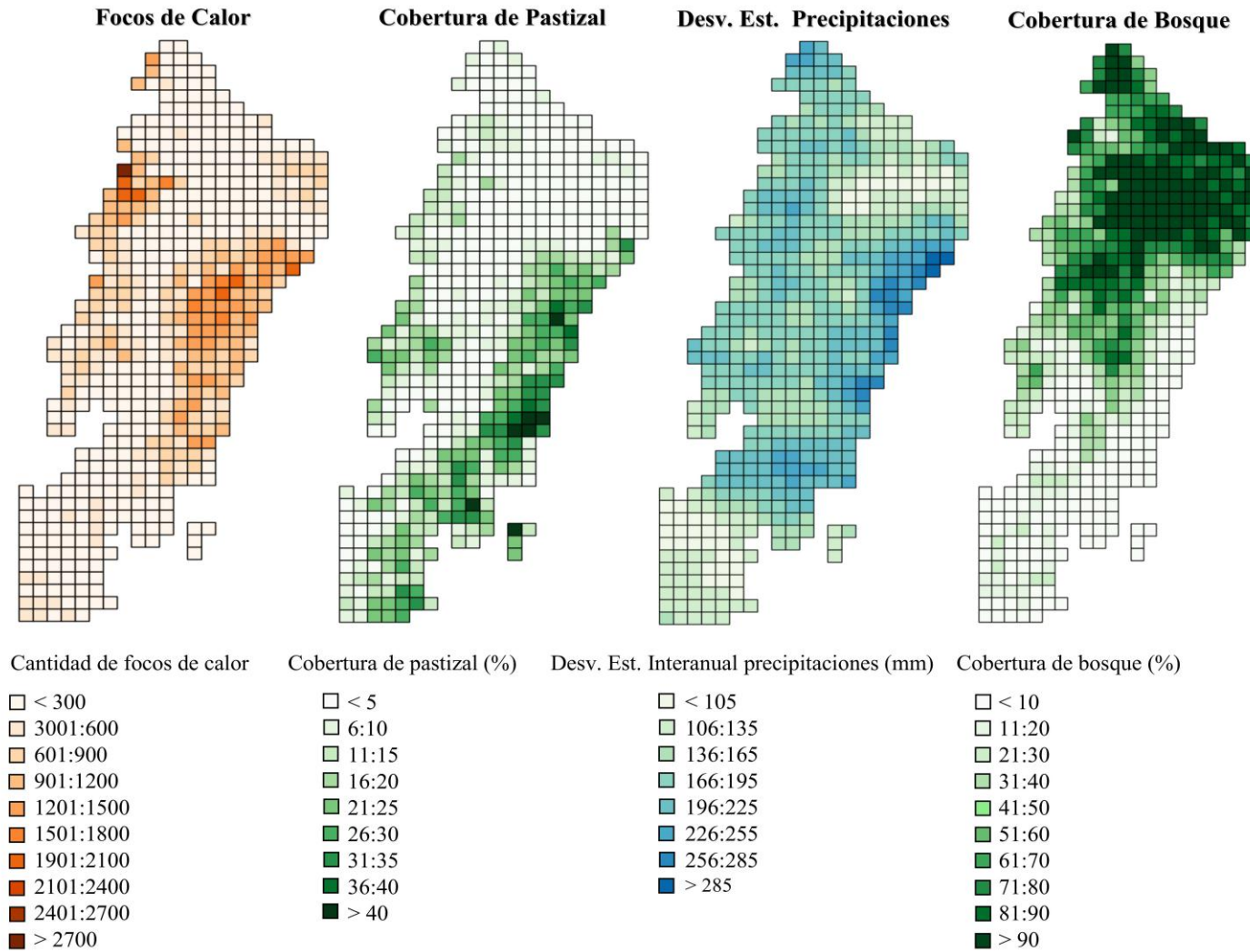


Figura 3.2. Mapas con la distribución espacial de los focos de calor en la región chaqueña y de los factores bottom-up y top-down ordenados por capacidad explicativa: cobertura de pastizal, desv. est. interanual de precipitaciones, cobertura bosque.

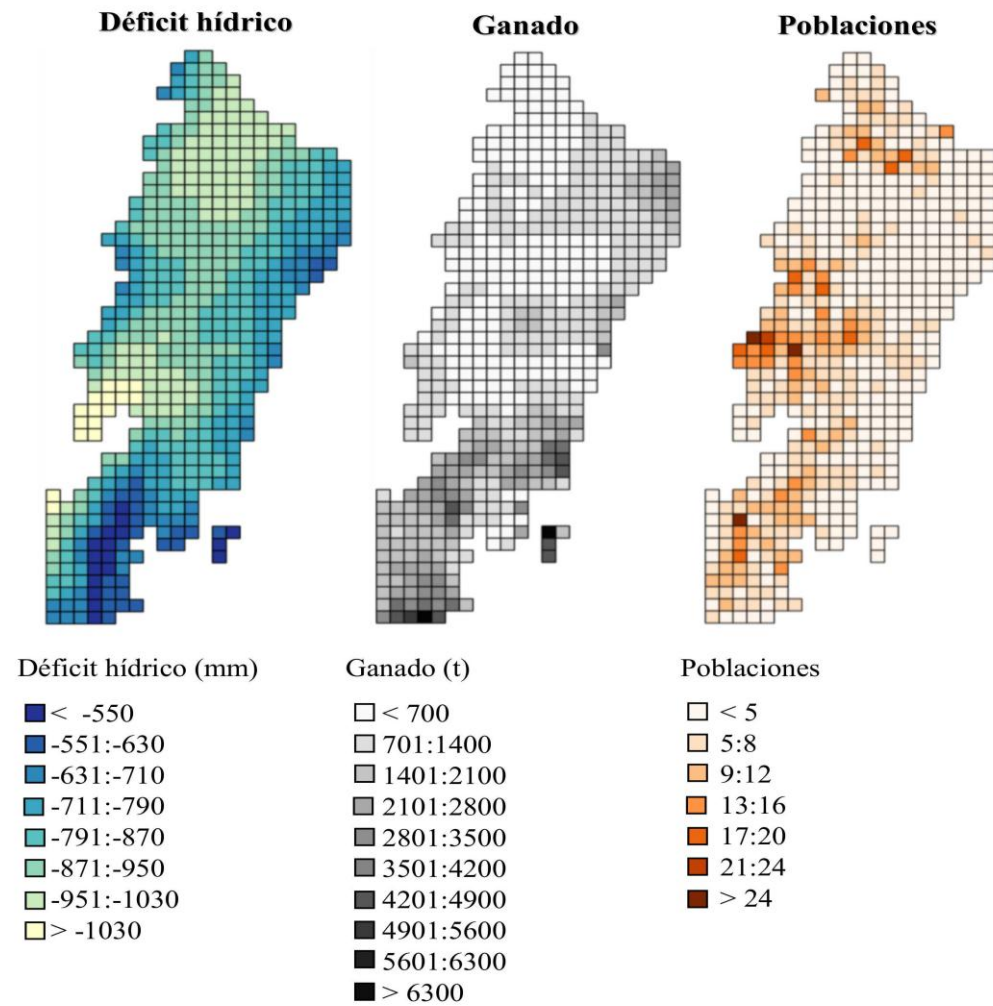


Figura 3.3. Mapas con la distribución espacial de factores bottom-up y top-down ordenados por capacidad explicativa: déficit hídrico, ganado, poblaciones

Los resultados revelaron que las celdas con mayor proporción de pastizal y con mayor variabilidad interanual en la precipitación poseen una mayor cantidad de focos de calor. (Figuras 3.2 y 3.5). En lo que respecta al porcentaje de la celda cubierto por bosque, se observa que posee una relación en forma de campana similar a la que se obtuvo en el capítulo 2. El déficit hídrico también presentó una relación en forma de campana con la ocurrencia de incendios (Figuras 3.3 y 3.5), la máxima ocurrencia de incendios se observa en celdas con niveles de déficit hídrico cercanos a -800 mm. En cuanto a la presencia de ganado, se puede observar que la ocurrencia de incendios se incrementa junto con la carga ganadera para celdas con cargas menores a 500 t, mientras que esta relación se invierte en celdas con cargas superiores a 1500 t (Figuras 3.3 y 3.5). La presencia de poblaciones humanas posee un efecto negativo sobre la actividad de incendios, alcanzándose el mínimo de actividad en celdas con 15 o más localidades (Figuras 3.3 y 3.5). La distribución original de la cantidad de focos de calor en función de las variables explicativas guarda estrecha relación con los patrones obtenidos en el modelo BRT. Esto indica un buen desempeño del modelo calculado para determinar los factores ambientales que determinan la variación espacial de la ocurrencia de incendios en la región chaqueña (Figuras 3.5, 3.6 y 3.7).

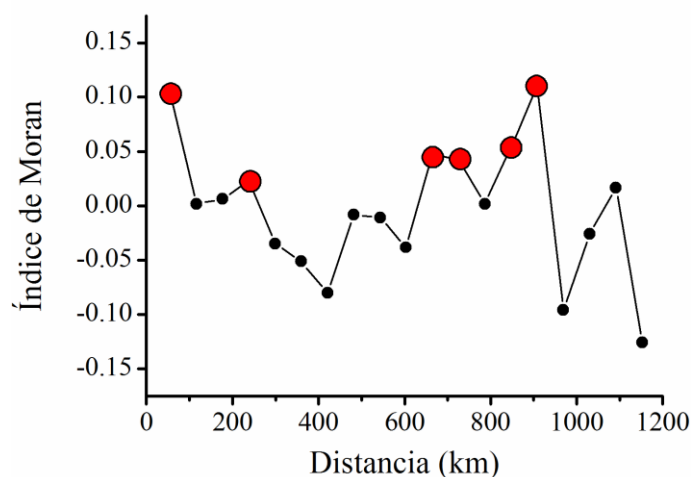


Figura 3.4. Índice de Moran para los residuos del modelo BRT. En rojo se resaltan los valores significativos ($P < 0,05$).

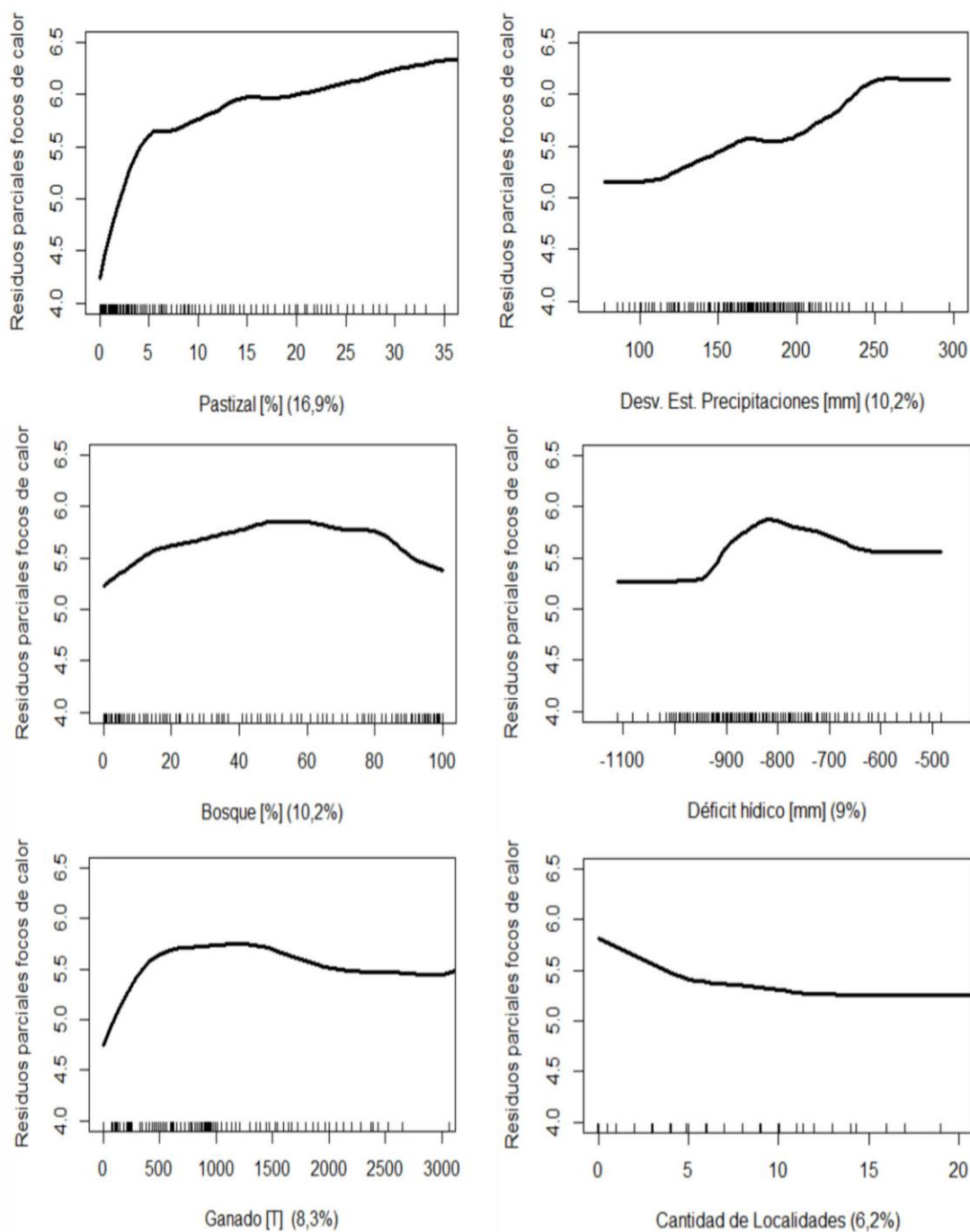


Figura 3.5. Gráficos de la dependencia parcial de la cantidad de focos de calor. El eje Y muestra el efecto marginal de la variable predictiva en el $\text{logit}(p)$ de la variable respuesta, con todas las demás variables con valor constante. Las marcas en el eje x indican la distribución de los datos. Los porcentajes entre paréntesis junto al rótulo del eje x indican el porcentaje de la variabilidad explicada.

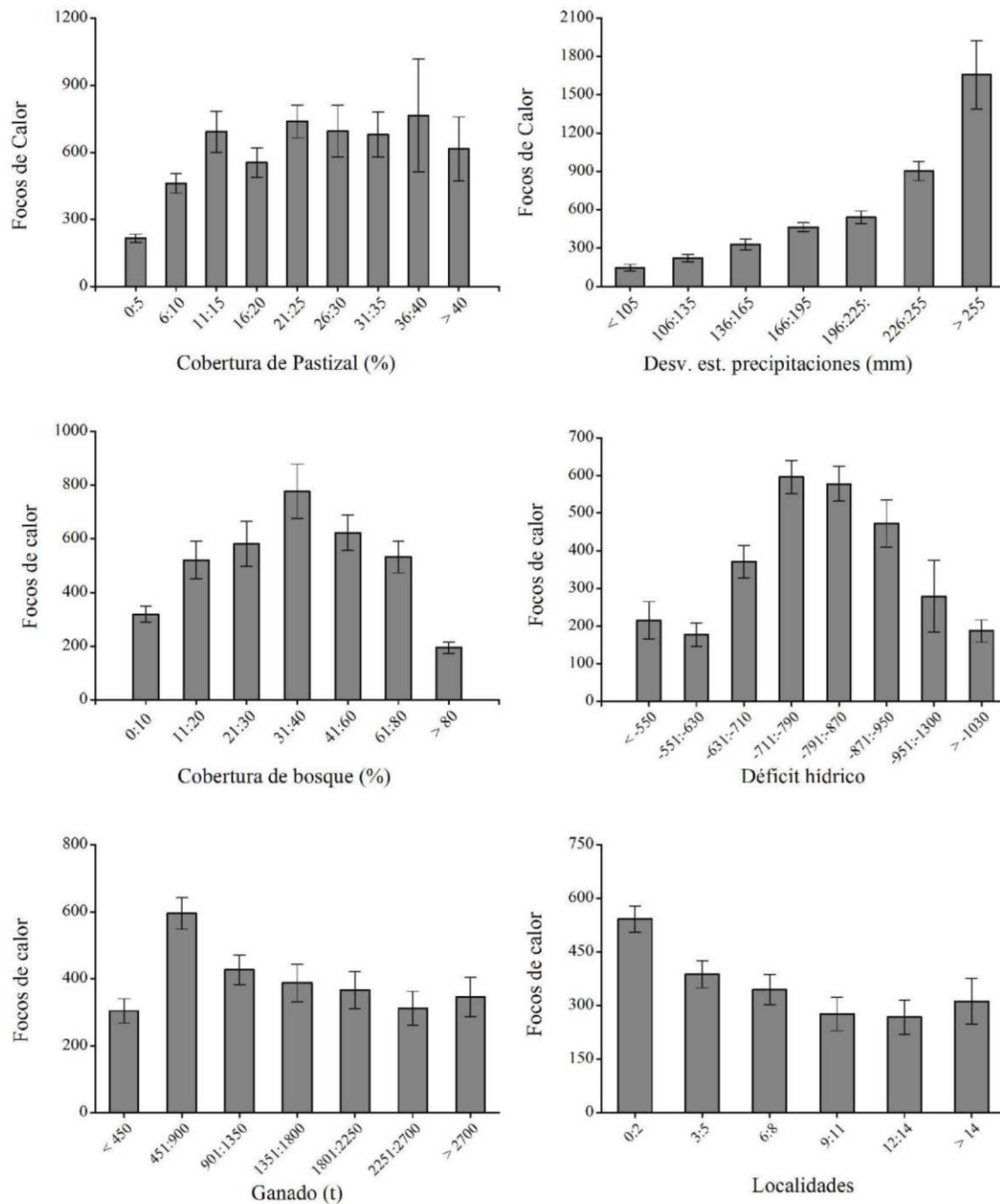


Figura 3.6. Gráficos de la relación entre los focos de calor y su desvío estándar con las variables explicativas.

El análisis de las interacciones entre pares de variables mediante los BRT identificó dos casos de mayor importancia. La interacción más fuerte (fuerza de interacción: 25,39) se dio

entre el déficit hídrico y el porcentaje de la celda cubierto por pastizal, en la figura 3.7 A y B se puede apreciar que la relación en forma de campana entre el déficit hídrico y los focos de calor está modulada por la presencia de pastizal. En celdas con bajos niveles de cobertura de pastizal ($< 6\%$) hay una relación positiva entre el déficit hídrico y la cantidad de focos de calor, alcanzándose un máximo de focos de calor para niveles de déficit entre -901 :- 1000 mm. Esta relación toma forma de campana en celdas con niveles de cobertura de pastizal superiores al 15% , alcanzándose un máximo de focos de calor para niveles de déficit entre -701 :- 800 mm. La segunda interacción detectada se dio entre el porcentaje de celda cubierto por bosque y la cantidad de ganado (fuerza de interacción: $7,85$). En celdas con niveles de cobertura de bosque inferiores al 60% hay una relación negativa entre la carga ganadera y la cantidad de focos de calor. En cambio, en celdas con elevados niveles de cobertura de bosque existe una relación positiva entre la carga ganadera y la cantidad de focos de calor, con un máximo de focos de calor para niveles de carga ganadera cercanos a las 2500 t.

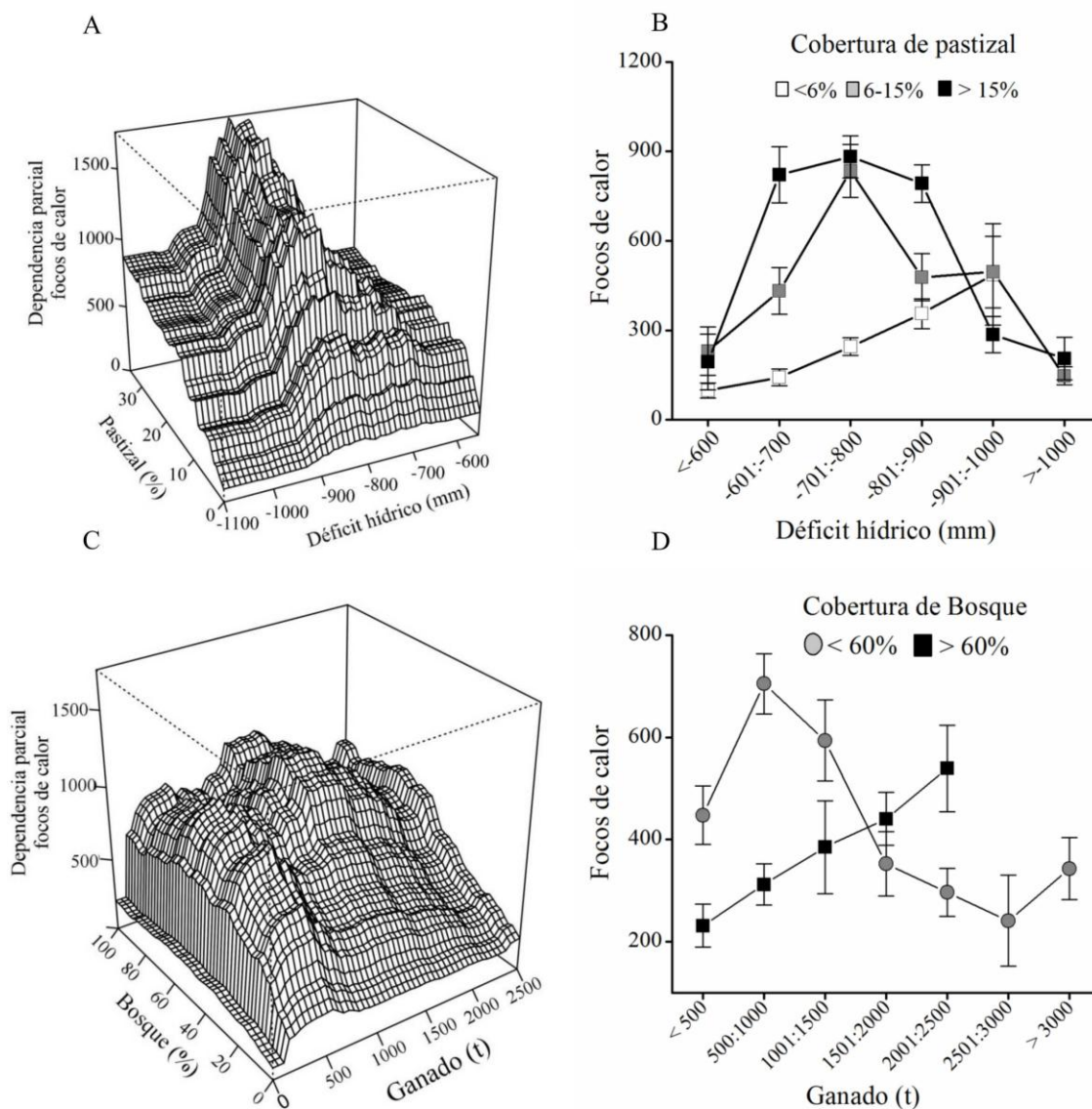


Figura 3.7. Gráfico de las principales interacciones detectadas. A y B: gráficos de interacción entre el porcentaje de celda cubierta por pastizal y el déficit hídrico. C y D: gráficos de interacción entre el porcentaje de celda cubierta por bosque y las toneladas de ganado. Los intervalos mostrados en los gráficos B y D poseen solamente fines ilustrativos.

3.5 DISCUSIÓN

Los factores top-down y bottom-up seleccionados en este estudio fueron determinantes importantes para explicar la distribución espacial de los incendios en el Chaco seco argentino. La actividad de los incendios estuvo fuertemente influenciada por la presencia porcentual de pastizal (Figura 3.5), ya que esta es la variable con mayor poder explicativo. La relación positiva entre la incidencia de incendios y la presencia de pastizal en el paisaje ha sido ampliamente documentada en diferentes continentes, África (Archibald *et al.*, 2012), Europa y Norteamérica (Aldersley *et al.*, 2011) y Sudamérica (Di Bella *et al.*, 2006; Argañaraz *et al.*, 2015). Sin embargo, es importante remarcar que la presencia porcentual de pastizal estuvo estrechamente correlacionado con la presencia porcentual de cultivo ($r=0,81$), variable que no fue utilizada para realizar el modelo. En consecuencia el cultivo también tendría una elevada importancia relativa sobre el patrón espacial observado. Esto se refleja en que las celdas con mayor cantidad de focos calor (figura 3.2) están ubicadas en áreas donde Volante & Paruelo, (2015) reportaron que no solamente hay una baja proporción de cobertura vegetal natural, sino que está siendo reemplazada por vegetación antropizada a tasas elevadas. Dichas áreas están destinadas principalmente a la producción de pasturas para el ganado y a la producción de soja (Volante *et al.*, 2012). A su vez, en el Chaco seco argentino existe una estrecha relación entre el desmonte e incendios. Según Rueda *et al.*, (2013), el 40,5 % de la apropiación humana de la productividad primaria neta en el Chaco seco argentino está asociada a incendios ocasionados por los desmontes, y en algunas localidades podrían llegar a consumir hasta el 73 % del total de la productividad primaria neta apropiada por el hombre. Por lo tanto, la elevada ocurrencia de incendios en dicha zona estaría estrechamente vinculada a los tres principales procesos que se mencionaron en el capítulo 2, la presencia de áreas de pastizal y cultivo y los incendios generados por el desmonte.

Si bien la presencia de pastizal es uno de los principales factores para explicar el riesgo de incendio (Keane *et al.*, 2001; Acuna *et al.*, 2010), para elaborar un modelo conceptual útil también es necesario tener en cuenta la interacción entre las características estructurales de la vegetación y las condiciones de microclima de las coberturas vegetales (Swetnam & Baisan, 1996), con los procesos de acumulación y desecación de los combustibles. En este

sentido los resultados obtenidos sugieren que el tipo de condiciones ambientales necesarias para favorecer la propagación de incendios, están determinadas por la inflamabilidad de las coberturas vegetales. Esto se refleja en las celdas con menos del 6 % de pastizal en las cuales se detectó una relación lineal entre el déficit hídrico y la cantidad de focos de calor, las cuales además, poseen un elevado porcentaje promedio de superficie ocupada por bosque (mediana bosque=83 %; media bosque=67 %). En cambio esta relación fue en forma de campana en celdas con más del 6 % de pastizal (mediana bosque=25 %; media bosque=19 %). En base a esta evidencia se puede deducir que los paisajes dominados por cobertura de bosque necesitaron procesos de sequía más intensos para quemarse. Estos resultados se ven respaldados por la baja combustibilidad de los combustibles leñosos del Chaco seco (Jaureguiberry *et al.*, 2011) y por el trabajo de Fischer *et al.*, (2015) quien postula que el bosque chaqueño es más propensos a quemarse bajo condiciones de sequía intensa.

En cuanto al pastizal, no solo posee características opuestas a las del bosque en cuanto a inflamabilidad y combustibilidad (Jaureguiberry *et al.*, 2011), sino que además es una cobertura que se caracteriza por presentar fuertes variaciones interanuales de la cantidad de biomasa en respuesta a las condiciones ambientales (Chen *et al.*, 2011). Por lo tanto, en las celdas donde la presencia porcentual de pastizal fue importante, las condiciones climáticas necesarias para favorecer la propagación de incendios fue diferente a la de celdas donde predomina el bosque. Los resultados obtenidos muestran que la máxima ocurrencia de incendios se alcanzó en celdas con déficit hídrico intermedio. Por lo tanto, en dichas celdas se generarían pulsos de precipitación y sequía en forma periódica, los cuales permitirían generar pequeños ciclos de acumulación y desecación del combustible fino que favorecen la propagación de grandes incendios (van der Werf *et al.*, 2008). Sin embargo, es importante remarcar que a escala local no siempre existe una relación directa entre productividad y disponibilidad hídrica, debido a que esta también se ve influenciada por parámetros como el tipo de suelo, la topografía o la presencia de ganado (Alcaraz-Segura *et al.*, 2014). No obstante, la conjetura planteada se ve respaldada por la relación positiva que se observó entre el desvío estándar interanual de las precipitaciones y la cantidad de focos de calor. Además, este patrón en forma de campana entre la disponibilidad hídrica y la ocurrencia de incendios ha sido documentado en Australia (Bradstock, 2010) y en América

del Norte (Krawchuk & Moritz, 2011) en el marco de la hipótesis pirogeográfica de la productividad intermedia. Además, a nivel global también se ha observado una relación similar entre la productividad primaria neta de la vegetación y la ocurrencia de incendios (Pausas & Ribeiro, 2013).

A escala local no todos los factores que controlan la ocurrencia de incendios se pueden catalogar directamente en función de la cantidad o la humedad del combustible. Además también es necesario tener en cuenta actividades como por ejemplo la ganadería, que modifican la estructura y la composición de la vegetación como así también la carga y la relación combustible fino/grueso (Van Langevelde *et al.*, 2003; Leonard *et al.*, 2010). En este sentido se puede observar que existe una relación negativa entre la carga ganadera y la cantidad de focos de calor en celdas con un bajo porcentaje de superficie cubierta por bosque. Teniendo en cuenta que en este tipo de celdas se incrementa la conectividad de las demás coberturas vegetales (arbustal, pastizal y cultivo), las cuales son más inflamables que el bosque, este último tendría escasa capacidad de actuar como barreras físicas para impedir la propagación de los incendios, como se ha mostrado en el capítulo 2. En consecuencia, en este tipo de celdas la capacidad propagación de los incendios estaría principalmente limitada por la continuidad y la carga de combustible fino presente en el paisaje. En estas circunstancias el efecto negativo de la ganadería estaría determinado por la remoción de biomasa de pastizal. Estos resultados concuerdan con la hipótesis realizada acerca de que la remoción del combustible fino por parte del ganado disminuye la cantidad de combustible disponible para la generación y propagación de incendios. El patrón observado en los mapas de las figuras 3.2 y 3.3 concuerda con esta idea, ya que se puede ver como el sector sudeste del área de estudio posee una de las zonas con mayor porcentaje de cobertura de pastizal, sin embargo la cantidad de focos de calor detectadas en dicha zona es relativamente baja consecuencia de que también es uno de los sectores con mayor carga ganadera en el área de estudio. Estos resultados concuerdan con las ideas desarrolladas por Bond & Keeley, (2005) y Meyn *et al.*, (2007), quienes postulan que en ecosistemas áridos donde la generación de la biomasa de pastizal se halla limitada por la disponibilidad hídrica, cobra especial relevancia la remoción de combustible fino por parte de la ganadería. A su vez, estos resultados ayudan a comprender la falta relación entre productividad e incendios observada en el pastizal (capítulo 2). Si consideramos que en las

parcelas quemadas y no quemadas existía ganado removiendo biomasa pero no en todos los campos se utiliza el fuego para promover el rebrote del pastizal en el mismo año, a escala espacial pequeña (8x8 km) la principal diferencia entre el pastizal quemado y no quemado estaría dada por la decisión de manejo de nivel de establecimiento.

En cambio la hipótesis propuesta no se cumple en celdas con un elevado porcentaje de superficie cubierta por bosque ya que se observó que la carga ganadera posee un efecto positivo sobre la cantidad de focos de calor. Según Chiossone, (2006) en zonas chaqueñas con estas características la actividad ganadera ocurre principalmente dentro del sistema boscoso. En consecuencia, el incremento en la ocurrencia de incendios debería ser generado por un incremento de la inflamabilidad del bosque a causa de las modificaciones generadas en la vegetación por la actividad ganadera. Actualmente, una gran proporción de los bosques de la región chaqueña están destinados a la actividad ganadera y se hallan en un avanzado estado de degradación productiva (Karlin *et al.*, 2013; Brassiolo & Grulke, 2015), con un sotobosque de arbustal espinosos y escasa productividad de pasturas (Rossi, 2010). Bajo tales circunstancias es difícil desarrollar elevadas cargas ganaderas como así también que prosperen las igniciones y se propaguen los incendios (Kunst, 2011). Sin embargo, en las últimas décadas diversas instituciones con fuerte presencia en la zona (INTA, Universidades, ONG Fundapaz) han promovido el desarrollo de prácticas de manejo silvopastoril responsables como medio para conservar los bosques que están fuera del sistema de reservas. Estas prácticas de manejo silvopastoril incluyen, disminuir la densidad arbustos del sotobosques, obtener un nivel de cobertura de copa entre 20 a 50 %, una densidad de 200 a 300 árboles por ha y una superficie de fustes de 13 m²/ha (Karlin *et al.*, 2013; Brassiolo & Grulke, 2015). Como resultado, el sistema aún posee mínimas características de bosque; a la vez que puede incrementar la productividad anual del pastizal del sotobosque a niveles de alrededor de 2000 kg de masa seca por hectárea para pasturas nativas (*T. pluriflora*; *Setaria leucopila* (Lam-Scribn.) K. Schuman (Díaz, 2003; Karlin *et al.*, 2015) y hasta niveles de 6500 kg de masa seca por hectárea para pasturas exóticas (*C. ciliaris* y *P. maximun*) (Rossi, 2010). Este tipo de manejo genera un incremento de la inflamabilidad de la cobertura vegetal ya que la mayor apertura del dosel arbóreo incrementa la tasa de desecación de los combustibles; a la vez que la generación de tres estratos de vegetación genera un incremento la continuidad vertical de los combustibles

(Ghermandi *et al.*, 2016). Por lo tanto, en celdas donde la mayoría de la superficie está ocupada por bosque y existe una elevada carga ganadera junto con una elevada actividad de incendios, es lógico suponer que predominan las prácticas silvopastoriles que incrementan la inflamabilidad del bosque. Por lo tanto si bien el ganado remueve la el combustible fino disponible para los incendios, este proceso no disminuye la ocurrencia de los incendios debido a las modificaciones generadas por la actividad silvopastoril en la estructura de la vegetación.

En base a estas ideas se exploró la ubicación espacial de las celdas con más del 60 % de cobertura de bosque. Se detectó que la mayoría de las celdas con más del 60 % de bosque y una carga ganadera mayor a 1000 t se hallan en la provincia de Formosa. Según Chiossone, (2006) en esta región predominan los establecimientos ganaderos medianos a grandes (1000 a 2000 ha), y el 40 % de las explotaciones es de tipo silvopastoril con uso de amplio uso de fuentes de agua y un uso medio de apotreramiento con boyeros eléctricos. En cambio las celdas con más del 60 % de bosque y una carga ganadera menor a 1000 t se hallan en la provincia del Chaco y parte de Santiago del Estero. En dichas provincias hay una gran abundancia de pequeñas unidades productivas familiares (< 200 ha) (Chiossone, 2006; Cardona, 2006), las cuales se caracterizan por poseer una economía de subsistencia, un escaso uso de mano de obra e implementación de tecnología (Morello & Rodríguez, 2009). Estos resultados apoyan la idea de que las prácticas silvopastoriles poseen efectos sobre la distribución espacial de los incendios en el sistema chaqueño. Además, este resultado está estrechamente vinculado con la relación negativa observada entre la cantidad de caseríos y parajes y la cantidad de focos de calor. Los pobladores de parajes y caseríos del Chaco seco argentino poseen una economía familiar de bajos ingresos, la cual muchas veces está asociada a una escasa capacidad productiva de pasturas por parte del bosque (Morello & Rodríguez, 2009). Por lo tanto, las celdas con una elevada densidad parajes poseen una gran cantidad de pequeñas unidades productivas con bosque en un importante estado de degradación productiva de pasturas en el sotobosque. En base a esto, se puede deducir que el efecto negativo de las poblaciones sobre la cantidad de focos de calor, en realidad es un reflejo del efecto de las características sociales, económicas y ambientales de la población que habita el área de estudio.

En conclusión, los resultados obtenidos muestran que la distribución espacial de los incendios en la región chaqueña argentina es el resultado del marcado patrón espacial que poseen los factores bottom-up y top-down, como así también de una red de interacciones complejas. El modelo BRT obtenido presentó un buen desempeño ya que explicó el 60,8 % del total de la variabilidad observada en los datos, sin embargo es inferior al reportado en trabajos similares como por ejemplo Parisien *et al.*, (2011) y Argañaraz *et al.*, (2015) quienes reportan porcentajes de variabilidad explicada de 79 y 75 % respectivamente. No obstante, cabe destacar que en dichos trabajos los autores implementaron sus modelos con un número de variables explicativas sensiblemente superior al utilizado en el presente trabajo (14 y 18 variables, respectivamente). La utilización de una gran cantidad de variables en esta clase de modelos puede dificultar la interpretación de los patrones y procesos subyacentes, a la vez que puede generar un sobreajuste del modelo (Elith *et al.*, 2008), por lo tanto los resultados obtenidos en el presente capítulo a partir de solamente 6 variables explicativas son satisfactorios. A su vez, si bien el modelo obtenido puede ser mejorado sienta las bases para comprender el efecto que tendrán en la distribución espacial de incendios los futuros cambios climáticos y de uso de suelo a los que estará sometida la región chaqueña.

CAPÍTULO 4

DETECCIÓN DE SITIOS CONTROL PARA ESTUDIOS ECOLÓGICOS A TRAVÉS DEL PROCESAMIENTO DE SERIES TEMPORALES

4.1 INTRODUCCIÓN

Los incendios generalmente funcionan como ensayos no planificados, debido a que el momento y el lugar de ocurrencia del mismo difícilmente pueden ser predichos en forma precisa (San Miguel-Ayanz *et al.*, 2013). En este contexto los sensores remotos son una herramienta muy útil para estudiar los incendios, debido a que los mismos monitorean sistemáticamente los ecosistemas y proveen información precisa sobre la fecha, ubicación y extensión de los incendios, como así también sobre la severidad, la intensidad y el funcionamiento post-incendio de la vegetación (Pérez-Cabello *et al.*, 2009; Di Bella *et al.*, 2011). La disponibilidad del sensor MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) a bordo de los satélites TERRA y AQUA con elevada resolución temporal, permite la recolección diaria de datos (Huete *et al.*, 2002). Esta resolución temporal posibilita la construcción de series de tiempo (Gitas *et al.*, 2012) con las cuales calcular atributos funcionales (Apéndice B.2) para caracterizar el funcionamiento post-incendio de la vegetación (Van Leeuwen, 2008; Van Leeuwen *et al.*, 2010; Di Mauro *et al.*, 2014). Por lo tanto, la información generada por este satélite es esencial para comprender tanto el proceso de recuperación post-incendio de la vegetación como el efecto los incendios en el ecosistema.

El uso de índices de vegetación estimados a partir de imágenes satelitales es una técnica ampliamente utilizada para estudiar la recuperación post-incendio de la vegetación (Gitas *et al.*, 2012), debido a que los mismos se hallan altamente correlacionados con el funcionamiento del ecosistema (Apéndice B). Actualmente, el índice de vegetación más utilizado para estudiar la recuperación post-incendio del ecosistema es el NDVI (Gitas *et al.*, 2012). La evidencia empírica muestra que a pesar de los problemas asociados con la

saturación en áreas con elevada cantidad de biomasa, los efectos atmosféricos y de la señal proveniente del sustrato, el NDVI es el índice que mejor se correlaciona con las variables tomadas a campo (Gitas *et al.*, 2012; Veraverbeke *et al.*, 2012). Otro índice muy utilizado para caracterizar el funcionamiento de la vegetación el Enhanced Vegetation Index, EVI (Gao *et al.*, 2000; Huete *et al.*, 2002). Este índice fue desarrollado para resaltar la señal de la vegetación, debido a que posee menor tendencia a la saturación como consecuencia de su elevada sensibilidad en regiones con elevada biomasa. A su vez, es menos sensible a los efectos atmosféricos y a la señal de fondo proveniente del sustrato (Huete *et al.*, 2002).

Uno de los métodos utilizados para monitorear el tiempo que necesita la vegetación para retornar a un estado similar al que existía antes del incendio es la comparación de un sitio quemado con un sitio control adyacente no quemado (Gitas *et al.*, 2012; Di Mauro *et al.*, 2014). Este método asume que si el incendio no se hubiera producido, el sitio quemado debería exhibir las mismas características tanto estructurales como funcionales que el sitio control (Lhermitte *et al.*, 2010). En consecuencia, es necesario detectar sitios control no solo con la misma estructura de la vegetación, sino también con el mismo comportamiento funcional (Di Mauro *et al.*, 2014). Diversas aproximaciones a campo se han reportado en la literatura para detectar sitios control. Estos estudios utilizaron datos acerca de la estructura de la vegetación, biodiversidad, condiciones ambientales, fenología de las plantas y la distancia entre los sitios quemados y control (Díaz-Delgado *et al.*, 2002, Riaño *et al.*, 2002, Wittenberg *et al.*, 2007, Di Mauro *et al.*, 2014). Sin embargo, la dificultad de acceder a sitios remotos y agrestes dificulta las mediciones directas a campo de la biodiversidad, estructural y fenología en estudios a escala de ecosistema. A su vez, los atributos funcionales del ecosistema poseen un tiempo de respuesta menor que los parámetros estructurales como por ejemplo, la densidad de árboles o la superficie de fustes leñosos por hectárea; por lo tanto, las variaciones en el funcionamiento del ecosistema no siempre son reflejadas en los mapas de vegetación debido a que generalmente los mismos están orientados a detectar atributos estructurales de la vegetación (Paruelo *et al.*, 2001). Debido a esto, en algunos estudios se han utilizado mapas con buena resolución espacial como fuente de información complementaria a las series temporales MODIS con el fin de asegurar la similitud estructural entre el sitio quemado y control (Van Leeuwen, 2008; Casady *et al.*, 2010; Di Mauro *et al.*, 2014). En estos estudios los autores tratan el problema

de la similitud funcional comparando el valor de la media aritmética de todas las series de tiempo de índices de vegetación de los sitios quemados con la media aritmética de todas las series de tiempo de los sitios control no quemados. Sin embargo, la principal limitación de esta aproximación es que al promediar todas las series de tiempo del área quemada se pierde su variabilidad intrínseca (Gitas *et al.*, 2012). En otros estudios como el realizado por Lhermitte *et al.*, (2010), los autores proponen seleccionar sitios control utilizando la distancia euclídea pre-incendio entre las series de tiempo de los sitios quemados y no quemados. Sin embargo, la distancia estadística por sí sola no da información sobre la naturaleza de las diferencias o similitudes entre las series temporales (Cuadras, 1989; Lhermitte *et al.*, 2011). Por lo tanto, en regiones con una elevada heterogeneidad espacial en cuanto al funcionamiento de la vegetación, seleccionar los sitios controles más similares a los sitios quemados no garantiza un comportamiento funcional de la vegetación similar entre los sitios quemados y control.

Por lo tanto, a pesar de que existen diferentes técnicas para comparar o medir la distancia entre series temporales, no existe un criterio objetivo (basado en el funcionamiento de la vegetación) para seleccionar sitios control que minimice las diferencias entre las series de tiempo de los sitios quemados y no quemados (Gitas *et al.*, 2012). En este contexto el objetivo general del presente capítulo es desarrollar criterios biológicos para seleccionar sitios control que aseguren que el sitio quemado y el no quemado posean el mismo patrón de actividad fotosintética pre-incendio.

Objetivos específicos

1- Proponer criterios para seleccionar sitios control que posean series de tiempo de índice de vegetación con el mismo patrón de actividad fotosintética pre-incendio que los sitios quemados.

2- Proponer una metodología estadística para detectar los sitios control que cumplen con el grupo de criterios propuestos.

3- Validar el desempeño de la metodología propuesta, utilizando datos obtenidos a partir de sitios quemados y no quemados.

4.2 MATERIALES Y MÉTODOS

En esta sección se explicarán las bases teóricas, biológicas y matemáticas, que permiten comprender la metodología propuesta. El objetivo de la metodología consiste en testear si los sitios no quemados candidatos a sitio control, cumplen con condiciones para ser considerados como tales; es decir que en la etapa pre-incendio el candidato y el quemado tuvieran la misma estructura y el mismo patrón de actividad fotosintética. Esta metodología consiste en testear sucesivamente tres criterios biológicos para determinar si el sitio no quemado candidato puede ser considerado un sitio control o debe ser descartado. Una vez expuestos los fundamentos biológicos y matemáticos, se procede a explicar la manera de testear el desempeño de la metodología propuesta.

4.2.1 Área de estudio

Para testear el desempeño de la metodología propuesta se utilizaron áreas de bosque y arbustal que se incendiaron en el año 2003 ubicadas a lo largo de la provincia de Santiago del Estero (Figura 4.1).

4.2.2 Datos satelitales

4.2.2.1 Construcción de series temporales

Para construir series de tiempo de NDVI y EVI se utilizaron datos obtenidos a partir del producto MODIS TERRA (MOD13Q1) descripto en el capítulo 2. Debido a que los datos del sensor MODIS TERRA están disponibles desde el 18 de febrero del año 2000, se decidió utilizar series de tiempo de índice de vegetación que abarcaran 3 años antes de los incendios, desde el 18 de febrero del 2000 hasta la fecha previa a la ocurrencia de los incendios entre agosto y diciembre del 2003.

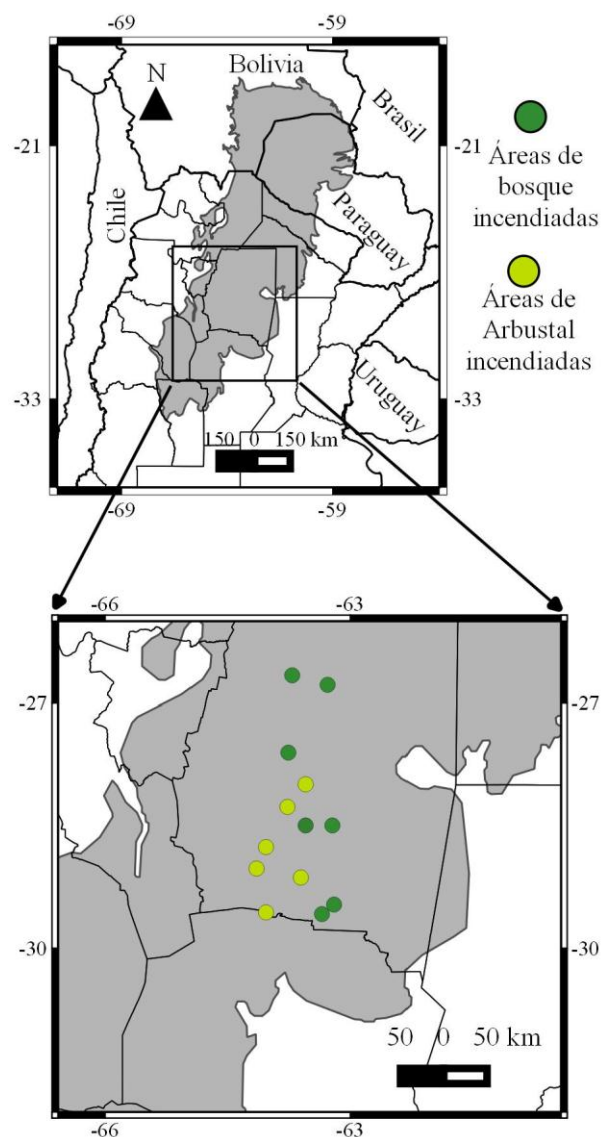


Figura 4.1. Localización de las áreas incendiadas en la provincia de Santiago del Estero. En gris se resalta el Chaco seco sudamericano.

4.2.2.2 Detección de áreas incendiadas

Para detectar las áreas incendiadas se utilizó el índice Normalized Burn Ratio (NBR) (Key, 2006), este se calculó a partir de imágenes Landsat 5 TM (escenas 229-79 y 229-80 del 12 de diciembre del 2003, resolución 30x30 m). Las imágenes, georreferenciadas y ortorectificadas, se obtuvieron en forma gratuita a partir del servicio geológico estadounidense (U.S. Geological Survey, <http://earthexplorer.usgs.gov/>). Con el propósito de validar las áreas incendiadas detectadas, sobre las imágenes NBR se superpuso el

producto de focos de calor de MODIS (MCD14L) (Figura 4.2) (Giglio, 2010) utilizado en el capítulo 2.

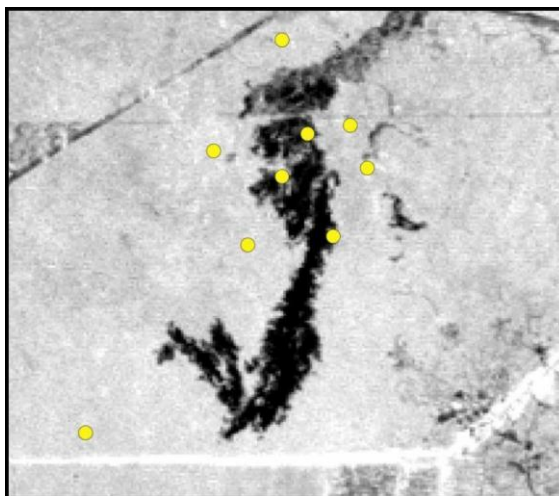


Figura 4.2. Ejemplo de una imagen NBR de un área quemada con el producto de focos de calor de MODIS (puntos amarillos) superpuesta.

4.2.2.3 Mapas de vegetación

Para asignar la cobertura vegetal a los sitios quemados y no quemados se utilizó el mapa de vegetación Global Land Cover 2000. Este mapa es un producto de vegetación global que posee una resolución espacial de 1x1 km y sus principales características fueron explicadas en el capítulo 2 (Apéndice A).

4.2.3 Desarrollo teórico de los criterios y métodos estadísticos propuestos

En esta sección se explicarán las bases biológicas y matemáticas de la metodología propuesta. El método asume como posibles candidatos a sitios control a todos los sitios no quemados que antes de que ocurriera el incendio tuvieran la misma cobertura vegetal que el sitio que se quemó. Aquellos sitios no quemados candidatos que cumplan con los criterios biológicos que se expondrán a continuación, tendrán no solo la misma cobertura vegetal pre-incendio, sino también un patrón de actividad fotosintética pre-incendio sin diferencias con respecto al sitio que se quemó; y por lo tanto cumplen poseen condiciones mínimas para ser considerados sitios control.

El primer paso consiste en seleccionar al azar un pixel no quemado en un área buffer alrededor del sitio quemado de interés. Una vez seleccionado el pixel no quemado candidato, se propone calcular el cociente fecha a fecha entre la serie de tiempo pre-incendio del índice de vegetación del pixel del área quemada de interés ($IV-q_{(i)}$) y la serie de tiempo del pixel del área no quemada ($IV-nq_{(i)}$) (Ecuación 4.1; Figura 4.3-Paso 1). Las series de tiempo abarcaron un periodo de tres años previos al incendio, 2000-2003.

$$QIV_{(i)} = \frac{IV-q_{(i)}}{IV-nq_{(i)}} \quad \textbf{Ecuación 4.1}$$

$QIV_{(i)}$: valor del cociente del índice de vegetación en el momento i .

$IV-q_{(i)}$: valor de la serie de tiempo del índice de vegetación del sitio quemado en el momento i .

$IV-nq_{(i)}$: valor la serie de tiempo del índice de vegetación del sitio no quemado en el momento i .

Luego la nueva serie QIV obtenida se representa mediante el modelo estadístico aditivo clásico de series temporales de la Ecuación 4.2 (Moretin & Castro, 1987; Brockwell & Davis, 2010).

$$QIV = Me_{(QIV)} + T_{(QIV)} + S_{(QIV)} + a_{(QIV)} \quad \textbf{Ecuación 4.2}$$

$Me_{(QIV)}$: media aritmética.

$T_{(QIV)}$: tendencia.

$S_{(QIV)}$: estacionalidad.

$a_{(QIV)}$: efecto aleatorio.

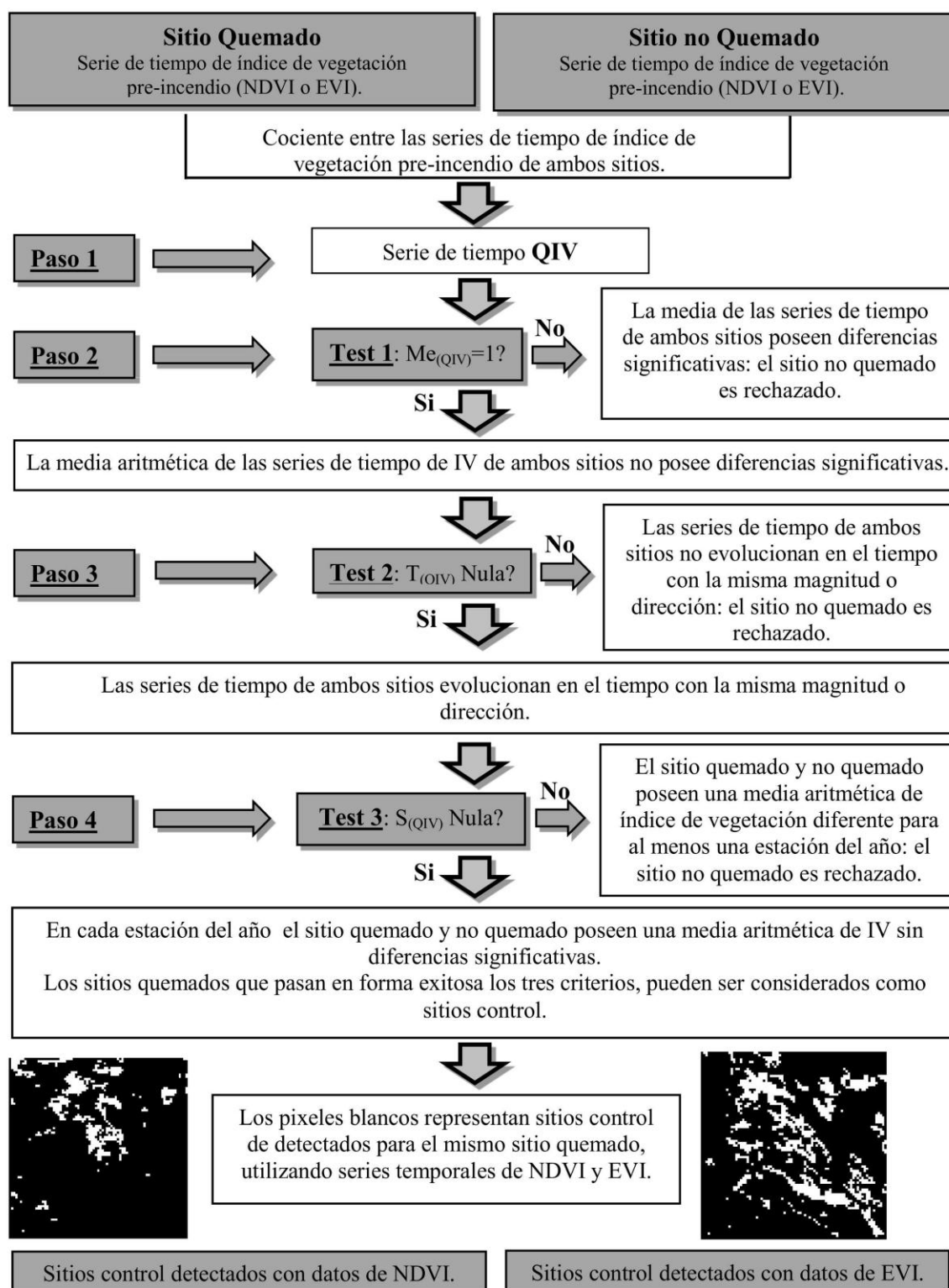


Figura 4.3. Diagrama de flujo con la metodología propuesta.

Una vez obtenidas las expresiones matemáticas en un formato adecuado para trabajar, mediante la metodología que se explica a continuación se propone analizar las propiedades de la serie QIV para testear si los sitios no quemados candidatos cumplen con los siguientes criterios biológicos. Como primer criterio se propuso que antes del incendio, el nivel de actividad fotosintética promedio del candidato a sitio control no debe presentar diferencias estadísticas significativas con el del sitio quemado de interés. Para detectar estos sitios no quemados se propuso que la serie de tiempo pre-incendio QIV tuviera una $Me_{(QIV)}=1$ (Figura 4.3-Paso 2), ya que si $Me_{(QIV)}$ posee un valor de 1 entonces las series temporales $IV-q_{(i)}$ y $IV-nq_{(i)}$ poseen la misma media aritmética. Para testear si $Me_{(QIV)}=1$ se propuso utilizar como estimador el promedio aritmético μ (Efron, 1979; Efron & Tibshirani, 1986) con un intervalo de confianza del 95 %. Debido a que los datos de la serie temporal poseen una fuerte autocorrelación, el intervalo de confianza del promedio aritmético se estimó mediante la técnica bootstrap, la cual permite estimar en forma insesgada el límite superior e inferior de una media poblacional de datos no independientes (Efron, 1979; Efron & Tibshirani, 1986). En cada estimación se realizaron 1000 iteraciones y se extrajeron el 50 % de los datos en cada iteración.

Como segundo criterio se propuso que el patrón de actividad fotosintética de ambos sitios cambiara a través del tiempo con la misma magnitud y sentido (Figura 4.3-Paso 3). Para testear este criterio se propuso que la serie QIV debe tener una tendencia $T_{(QIV)}$ nula, debido a que la presencia de una tendencia diferente de cero en la serie QIV indica que el patrón de actividad fotosintética de ambas parcelas cambia a través del tiempo con diferente magnitud o sentido (Figura 4.4 A y B). Para testear si $T_{(QIV)}$ es nula se utilizó el test no paramétrico de autocorrelación de Spearman (Moretin & Castro, 1987; McLeod *et al.*, 1991; Yue *et al.*, 2002).

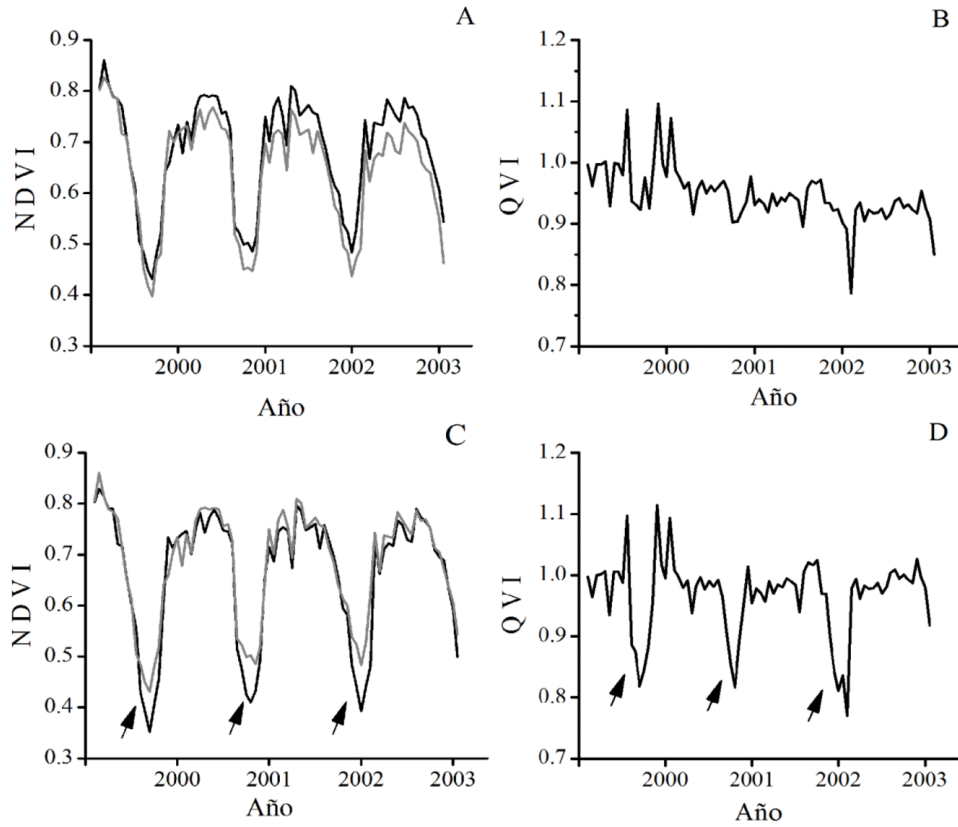


Figura 4.4. A y B: representación de series temporales de NDVI y su respectiva serie temporal QIV, para parcelas con patrones de actividad fotosintética con diferente evolución temporal. C y D: representación de series temporales de NDVI y su respectiva serie temporal QIV, para parcelas con diferente nivel de actividad fotosintética en una estación del año. Las flechas indican los momentos con diferencias en el nivel de actividad fotosintética.

Como tercer criterio se propuso que en cada estación del año (verano, otoño, invierno y primavera) el sitio quemado y no quemado deben tener un nivel de actividad fotosintética sin diferencias estadísticas significativas (Figura 4.3-Paso 4). Debido a que la presencia de este tipo de diferencias indica que el sitio quemado y no quemado poseen un comportamiento funcional diferente para al menos una estación del año. Para testear este criterio se propuso que la serie QIV debe tener una estacionalidad $S_{(QIV)}$ nula, debido a que la presencia de diferencias en la media de índice de vegetación entre el sitio quemado y no quemado para al menos una estación del año, generará un patrón estacional en la serie temporal QIV (Figura 4.4 C y D). Para comprobar si $S_{(QIV)}$ es nula, se propuso testear a

través del test no paramétrico de Friedman que cada estación del año posee un valor promedio de QIV sin diferencias estadísticas significativas (Moretin & Castro, 1987; Sutradhar *et al.*, 1995). Para implementar el test se utilizaron las estaciones del año como tratamientos (cuatro tratamientos) y el año correspondiente a la fecha de la serie temporal como bloque (3 bloques), por lo tanto el test fue implementado utilizando 12 datos. Para obtener cada dato se promediaron los datos QIV correspondiente a cada estación del año. Se eligió el test no paramétrico de Friedman con el objetivo de evitar la autocorrelación entre las repeticiones, ya que esta forma de implementación permite incrementar el lapso entre las réplicas de cada tratamiento a un año, en vez de un dato cada 16 días (Franzini & Harvey, 1983; Moretin & Castro, 1987; Sutradhar *et al.*, 1995).

Los posibles candidatos no quemados, a partir de los cuales se generan series de tiempo QIV que cumplen los tres criterios propuestos pueden ser considerados como sitios control, debido a que no solo poseen la misma cobertura de vegetación que el sitio quemado, sino que además poseen el mismo comportamiento funcional. A modo de ejemplo, la figura 4.5 muestra la estructura pre-incendio de un sitio quemado y un sitio control real que cumplió los tres criterios propuestos. A su vez en la figura 4.6 A se muestran las series de tiempo de NDVI pre-incendio de un sitio quemado y un sitio control que cumplió con los tres criterios propuestos. En la misma se puede apreciar que ambas series temporales poseen comportamientos muy similares. En la figura 4.6 B se muestra la serie de tiempo QIV obtenida a partir de las series anteriores, en la misma se puede apreciar que la serie QIV se halla centrada en uno y presenta solo algunos datos con diferencias que alcanzan valores de hasta 10 %.

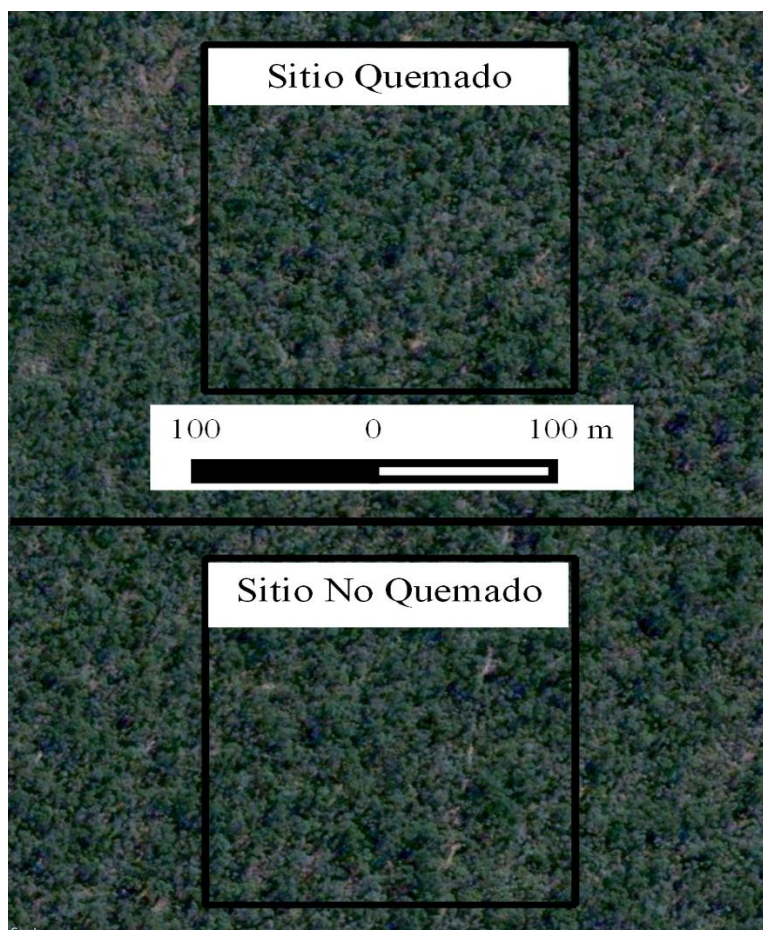


Figura 4.5. Estructura pre-incendio de la vegetación de un sitio quemado y un sitio no quemado que cumple con los tres criterios propuestos.

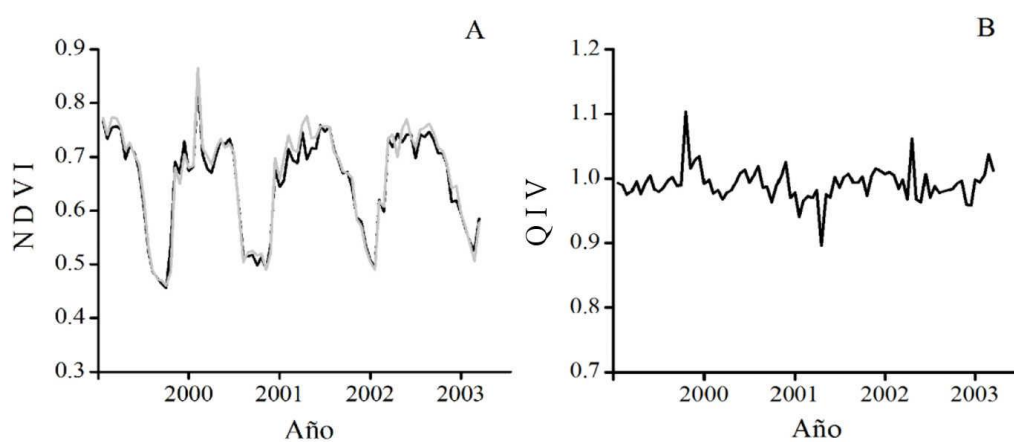


Figura 4.6. A: ejemplo de series de tiempo NDVI de un sitio quemado (negro) y no quemado (gris). B: ejemplo de serie de tiempo QIV obtenida a partir de las series de tiempo de NDVI.

4.2.4 Testeo del desempeño del método propuesto

Para testear el desempeño se asumió que si el método es correcto, la similitud pre-incendio del patrón de actividad fotosintética entre los sitios quemados y no quemados candidatos debería aumentar junto con el incremento de los criterios cumplidos por los sitios candidatos. Por lo tanto, se compararon las diferencias (Ecuaciones 4.3 y 4.4) existentes entre las series de tiempo de índice de vegetación pre-incendio de sitios quemados y sitios no quemados de la misma cubierta vegetal, que cumplieran tres, dos, uno y ninguno de los criterios propuestos. Además, se asumió que la calidad de las series QIV se incrementará con la cantidad de criterios cumplidos por los sitios no quemados candidatos. En consecuencia, se comparó la amplitud del intervalo de confianza (AIC) calculados para la media $Me_{(QIV)}$ mediante el método bootstrap (Figura 4.3-Paso 2), para series de tiempo QIV que cumplieran tres, dos, uno y ninguno de los criterios propuestos. Finalmente se midió la variabilidad existente entre las parcelas quemadas y sus respectivos sitios no quemados candidatos. Se asumió que para un determinado sitio quemado, las series temporales de sitios candidatos que cumplen los tres criterios deberían todas muy similares al sitio control, por ende todas van a tener valores muy similares de AIC, ECM y DPP y la varianza de estos valores va a ser baja. En cambio, las series temporales de sitios candidatos que no cumplen los tres criterios pueden ser similares al sitio control o muy diferente, por ende van a tener valores muy dispares de AIC, ECM y DPP y la varianza de estos valores va a ser alta.

4.2.4.1 Diseño experimental

Para este estudio se construyeron series de tiempo de coberturas de bosque y arbustal utilizando datos de NDVI y EVI (Huete *et al.*, 2002). Se decidió testear el desempeño utilizando series de tiempo provenientes de coberturas de bosque y arbustal debido a que son las principales coberturas vegetales en la región de estudio, a la vez que exhiben series de tiempo de índice de vegetación con diferentes comportamientos intra e inter-anual (Clark *et al.*, 2010). Se utilizaron series de tiempo de NDVI y EVI debido a que exhiben diferente rango de variación y poseen diferente nivel sensibilidad frente a la estructura de la vegetación, actividad fotosintética y al estatus hídrico del suelo (Huete *et al.*, 2002; Clark *et al.*, 2010). Por lo tanto, esto permite testear el método con dos índices que proveen

diferente información biológica para seleccionar los sitios control. Para esto se utilizaron siete áreas incendiadas de bosque dentro de las cuales se seleccionaron en forma manual un total de 20 sitios quemados, además se utilizaron seis áreas incendiadas de arbustal dentro de las cuales seleccionaron en forma manual un total de 20 sitios quemados (Figura 4.1). Cada sitio quemado tenía una superficie de 250*250 m (1 pixel MODIS). Las áreas incendiadas fueron detectadas mediante el análisis visual de las imágenes NBR y el producto de focos de calor de MODIS (Figura 4.2). Todas las áreas se incendiaron en el año 2003 y estaban distribuidas a lo largo de un área de 50.000 km² de la región chaqueña, se eligió el 2003 debido a que dicho año fue de gran actividad de incendio. Para cada sitio quemado se seleccionaron en forma aleatoria 40 sitios no quemados con series temporales de NDVI y EVI que cumplieran con los tres criterios propuestos, 40 que cumplieran dos criterios, 40 que cumplieran 1 criterio y 40 que no cumplieran ninguno de los criterios propuestos. En total se utilizaron 12840 series temporales de índice de vegetación para testear el desempeño del método, 40 series temporales de los sitios quemados más las series de tiempo de los sitios no quemados (2 coberturas de vegetación x 20 sitios quemados x 40 sitios no quemados por número de criterios cumplidos x 4 números de criterios cumplidos x 2 índices de vegetación= 12800). Los sitios no quemados fueron seleccionados en un área de 10 km alrededor de cada sitio quemado. La selección de los sitios no quemados y la implementación de los test estadísticos fue realizada en forma automática utilizando los programas ENVI 4.7 e IDL 71 (ITT Visual Information Solutions, 2009).

4.2.4.2 Comparación de series de tiempo

Para cada sitio quemado se midió la diferencia pre-incendio entre las series de tiempo de índice de vegetación con cada uno de los 40 sitios no quemados candidatos correspondientes que cumplieran tres, dos, uno y ninguno de los criterios propuestos. Para esto se utilizaron dos medidas: 1) Diferencia Proporcional Promedio (DPP, Ecuación 4.3), 2) Error Cuadrático Medio (ECM, Ecuación 4.4). Se utilizaron dos formas distintas de medir la diferencia entre las series temporales debido a que cada una de estas poseen diferente sensibilidad a la presencia de valores anómalos o extremos (Lhermitte *et al.*, 2010, 2011). Para medir la calidad de las series QIV generadas a partir de los sitios no quemados candidatos se utilizó la amplitud del intervalo de confianza (AIC) medido para la

Me (QIV).

$$DPP = \frac{\sum_{i=0}^{n-1} (Abs(IV-q_{(i)} - IV-nq_{(i)}) / IV-q_{(i)})}{N} \quad \text{Ecuación 4.3}$$

$$ECM = \sqrt{((\sum_{i=0}^{n-1} (IVq(i) - IVnq(i)^2) / N)} \quad \text{Ecuación 4.4}$$

$IV-q_{(i)}$: valor de la series de tiempo de índice de vegetación del sitio quemado en el momento i .

$IV-nq_{(i)}$: valor de la series de tiempo de índice de vegetación del sitio no quemado en el momento i .

N : cantidad de datos que posee cada serie temporal.

Abs : función valor absoluto.

4.2.5 Análisis estadístico de los datos

Se utilizó el test no paramétrico de Kruskal-Wallis (Sheskin, 2004) para comparar las diferencias DPP y ECM y la medida calidad AIC de las series QIV, utilizando la cantidad de criterios cumplidos como tratamiento. Además se verificó que la variabilidad de las series temporales de índice de vegetación disminuyó con el incremento en la cantidad de criterios cumplidos por los sitios no quemados. Para esto, se realizó un test F de homogeneidad de varianzas (Sheskin, 2004) comparando la variabilidad de las diferencias DPP y ECM y los valores AIC utilizando la cantidad de criterios cumplidos como tratamiento.

4.3 RESULTADOS

Para los sitios de bosque, las diferencias promedios entre las series de tiempo de índice de vegetación de los sitios quemados y no quemados decrecieron gradualmente con el incremento de la cantidad de los criterios cumplidos (Figura 4.7) ($DPP_{(NDVI)}$ $P < 0,0001$ $\chi^2 = 1025,4$; $DPP_{(EVI)}$ $P < 0,0001$ $\chi^2 = 383,4$; $ECM_{(NDVI)}$ $P < 0,0001$ $\chi^2 = 273,4$; $ECM_{(EVI)}$ $P < 0,0001$ $\chi^2 = 234,6$).

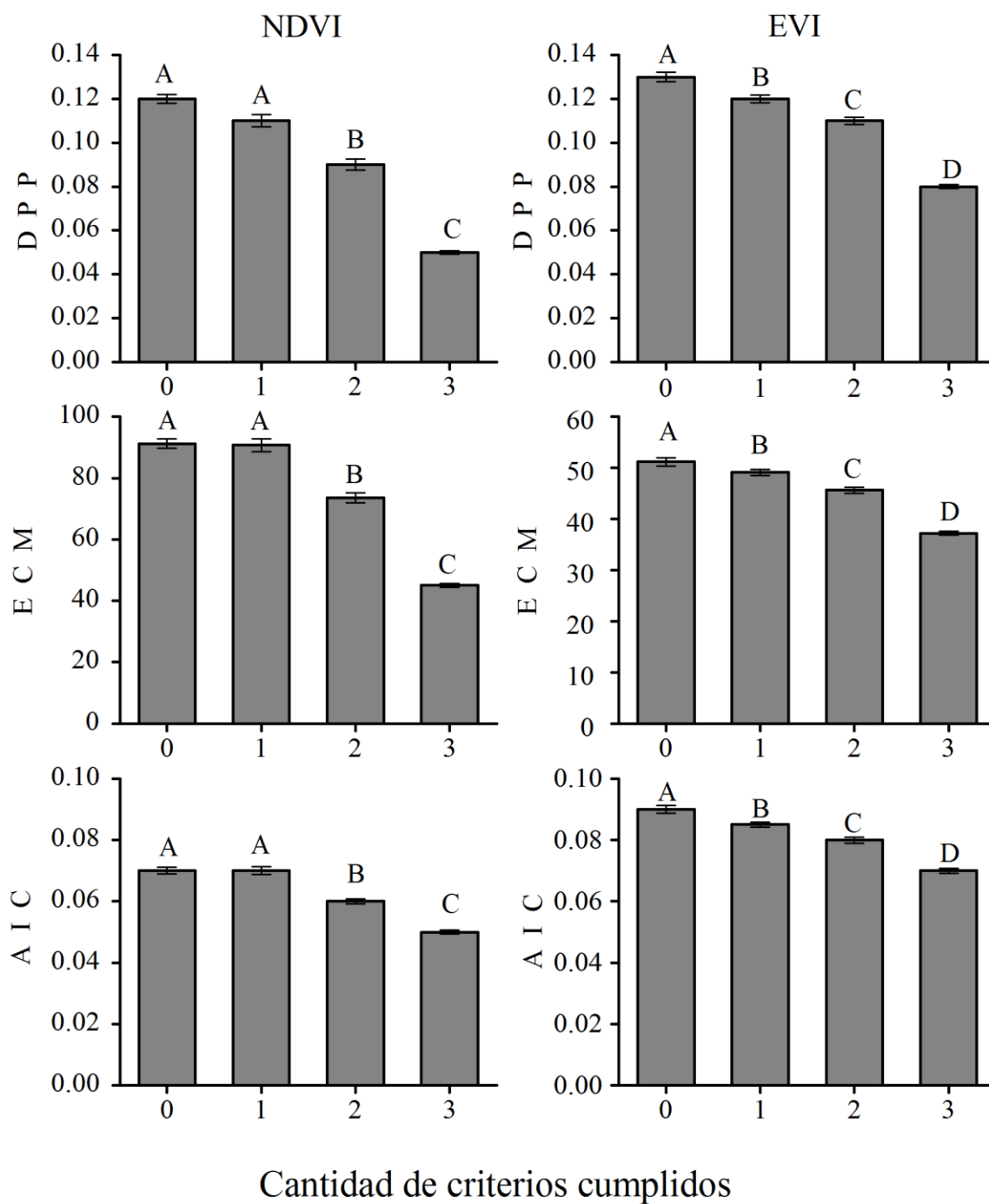


Figura 4.7. Valor medio y su desvío estándar de las diferencias DPP (diferencia proporcional promedio) y ECM (error cuadrático medio) y la medida de calidad AIC (amplitud del intervalo de confianza) medido para series de tiempo de bosque que cumplen tres, dos, uno y ningún criterio. Letras diferentes indican diferencias significativas. ($P < 0,05$).

Los resultados obtenidos para NDVI muestran que las series temporales que cumplen tres criterios poseen una DPP y ECM casi 50 % menor que las series que no cumplen ningún criterio. Para los datos obtenidos a partir de las series de tiempo de EVI dichas reducciones son cercanas al 30 %. Los valores de AIC medidos para las series de tiempo QIV siguen un patrón de reducción similar ($AIC_{(NDVI)}$ $P < 0,0001$ $\chi^2 = 357,4$; $AIC_{(EVI)}$ $P < 0,0001$ $\chi^2 = 217,1$). Para NDVI los valores de AIC de las series temporales que cumplen tres criterios fueron 29 % menor que los de las series de tiempo que no cumplieron ningún criterio. En los resultados obtenidos con las series temporales de EVI observamos que esta reducción fue del 17 %. En cuanto a la variabilidad de la series de tiempo, se observa una disminución de la misma con el incremento de la cantidad de criterios cumplidos. La variabilidad medida para sitios no quemados que cumplen con los tres criterios propuestos es entre cinco y diez veces menor que la variabilidad medida para los sitios quemados que no cumplen ningún criterio (Tabla 4.1).

Tabla 4.1. Varianza obtenida para de las diferencias DPP (diferencia proporcional promedio) y ECM (error cuadrático medio) y la medida de calidad AIC (amplitud del intervalo de confianza) medida para series de tiempo de bosque que cumplen tres, dos, uno y ningún criterio. Letras diferentes indican diferencias significativas. ($P < 0,05$).

Número de criterios cumplidos	DPP		ECM		AIC	
	NDVI	EVI	NDVI	EVI	NDVI	EVI
0	3.5 e-3 a	3.7 e-3 a	1867 a	536.2 a	1 e-3 a	13 e-3 a
1	0,01 b	2.6 e-3 b	3316 b	313.9 b	1.5 e-3 b	7 e-4 b
2	4 e-3 c	2.2 e-3 c	2289.4 c	277.1 c	5 e-4 c	8 e-4 c
3	4 e-4 d	8 e-4 d	340.9 d	108.5 d	4 e-4 d	5 e-4d

Los resultados obtenidos para las series de tiempo de índice de vegetación de arbustal fueron similares a los obtenidos para las series de tiempo de bosque. Las diferencias promedios entre las series de tiempo de los sitios quemados y no quemados decrece gradualmente con el incremento de la cantidad de los criterios cumplidos (Figura 4.8) ($DPP_{(NDVI)}$ $P < 0,0001$ $\chi^2 = 495$; $DPP_{(EVI)}$ $P < 0,0001$ $\chi^2 = 270,6$; $ECM_{(NDVI)}$ $P < 0,0001$ $\chi^2 = 452,3$;

$ECM_{(EVI)} P < 0,0001 \chi^2 = 273,4$.

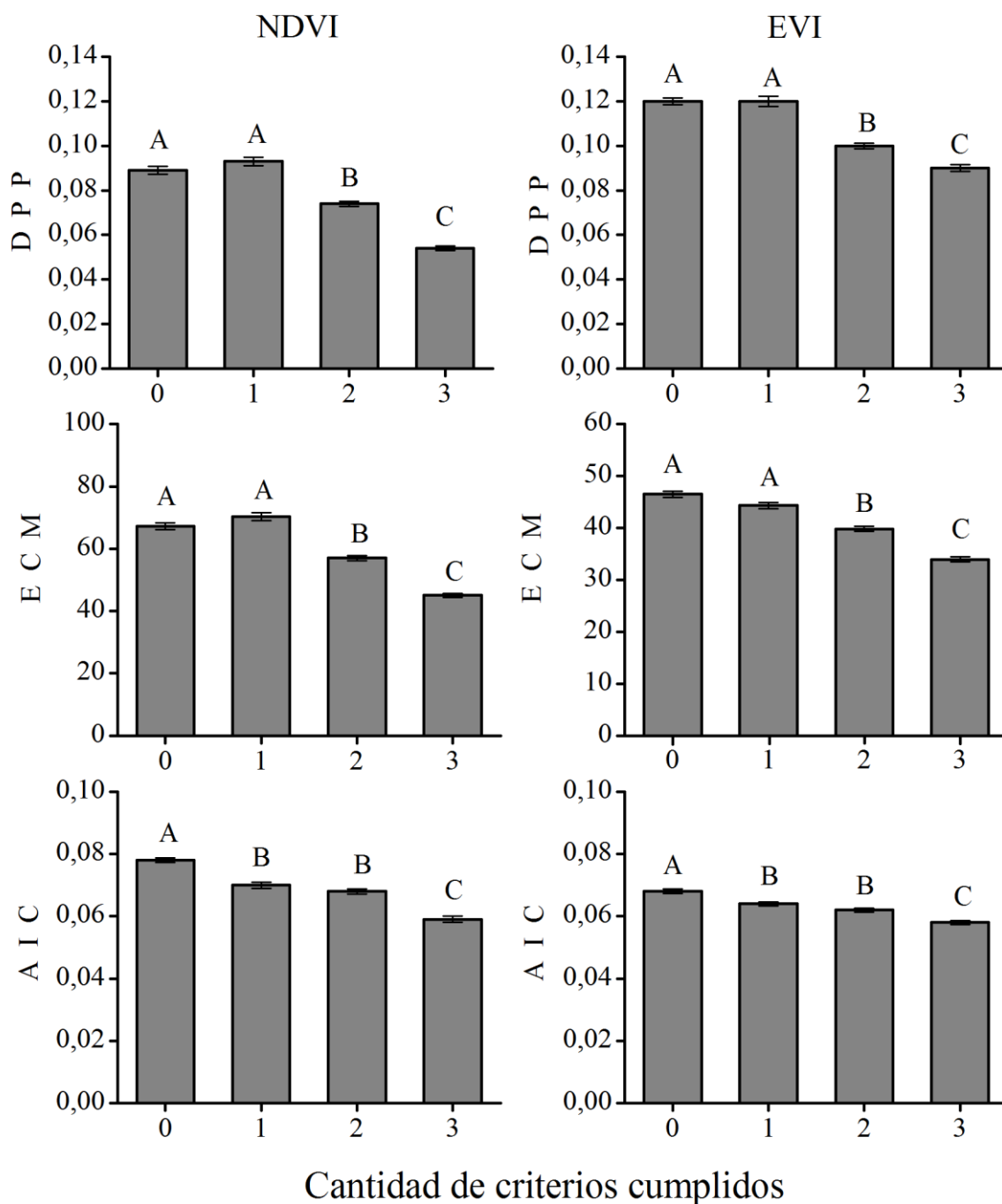


Figura 4.8. Valor medio y desvío estándar de las diferencias DPP (diferencia proporcional promedio) y ECM (error cuadrático medio) y la medida de calidad AIC (amplitud del intervalo de confianza) medido para series de tiempo de arbustal que cumplen tres, dos, uno y ningún criterio. Letras diferentes indican diferencias significativas. ($P < 0,05$).

Los resultados obtenidos para NDVI muestran que las series temporales que cumplen tres criterios poseen una DPP y ECM entre 36 y 45 % menor que las series que no cumplen ningún criterio. En los resultados obtenidos con las series temporales de EVI observamos que dichas reducciones son del 30 % para DPP y del 36 % para ECM. Los valores de AIC medidos para las series de tiempo QIV siguen un patrón de reducción similar ($AIC_{(NDVI)}$ $P < 0,0001$ $\chi^2 = 116,88$; $AIC_{(EVI)}$ $P < 0,0001$ $\chi^2 = 109,22$). Para NDVI los valores de AIC de las series temporales que cumplen tres criterios fueron 25 % menor que los de las series de tiempo que no cumplieron ningún criterio. En los resultados obtenidos con las series temporales de EVI observamos que esta reducción fue del 29 %. En cuanto a la variabilidad de la series de tiempo, se observa una disminución de la misma con el incremento de la cantidad de criterios cumplidos (Tabla 4.2). La variabilidad medida para sitios no quemados que cumplen con los tres criterios propuestos es entre dos y cinco veces menor que la variabilidad medida para los sitios quemados que no cumplen ningún criterio.

Tabla 4.2. Varianza obtenida para de las diferencias DPP (diferencia proporcional promedio) y ECM (error cuadrático medio) y la medida de calidad AIC (amplitud del intervalo de confianza) medida para series de tiempo de arbustal que cumplen tres, dos, uno y ningún criterio. Letras diferentes indican diferencias significativas. ($P < 0,05$).

Número de criterios cumplidos	DPP		ECM		AIC	
	NDVI	EVI	NDVI	EVI	NDVI	EVI
0	2.2 e-3 a	3.5 e-3 a	959.7 a	274.7 a	7 e-4 a	4 e-4 a
1	2.9 e-3 a	2 e-3	1255 b	274.8 a	8 e-4 a	3 e-4 a
2	1.1 e-3 a	1.5 e-3 c	479 c	166.6 c	5 e-4 b	3 e-4 a
3	4 e-4 b	1.4 e-3 c	218.9 d	163.9 b	6 e-4 b	4 e-4a

4.4 DISCUSIÓN

Los criterios biológicos y la metodología estadística propuesta tuvieron un desempeño satisfactorio, ya que se pudo observar que a medida que se cumplieron más criterios, los quemados y los sitios no quemados candidatos se comportaban de forma más parecida antes del incendio. También se puede apreciar que a medida que se incrementa la cantidad de criterios cumplidos, se reduce la variabilidad de las diferencias DPP, ECM y de la medida de calidad AIC. Este patrón indica que las series de tiempo de índice de vegetación de los sitios no quemados que cumplen los tres criterios son muy similares a las series de los sitios quemados; mientras que las series de tiempo de los sitios no quemados que no cumplen con los tres criterios, pueden ser similares o diferentes a las series de tiempo de los sitios no quemados.

Mediante la comparación de los valores promedios de DPP, ECM y AIC obtenidos para las series de tiempo NDVI y EVI, se puede apreciar que presentan patrones de variación similares (Figuras 4.7 y 4.8). Sin embargo, tanto para las coberturas de bosque como de arbustal, los valores promedio de DPP y ECM medidas para las series de tiempo de NDVI fueron casi la mitad de las que se midieron para las series de EVI. Estas diferencias pueden ser atribuidas a la información biológica captada por cada índice. El NDVI provee información relacionada no solo a la actividad fotosintética de las plantas, sino también relacionada a las características y al estatus hídrico del suelo (Huete *et al.*, 2002; Paruelo, 2008). Por lo tanto, mediante el uso de series de tiempo de NDVI es posible seleccionar sitios control con mayor similitud en cuanto a la actividad fotosintética, tipo y dinámica hídrica del sustrato, que mediante el uso de series de EVI. Por otro lado, el índice EVI es más sensible las variaciones en la estructura del dosel arbóreo, como por ejemplo variaciones en el índice de áreas foliar específica, tipo y arquitectura del dosel y la fisonomía de las plantas (Gao *et al.*, 2000; Huete *et al.*, 2002). Por lo tanto, para la realización de estudios ecológicos, recomendamos seleccionar como sitios control aquellos sitios no quemados que cumplan los tres criterios con ambas series de tiempo, lo que permitiría maximizar la similitud funcional entre los sitios quemados y no quemados.

La principal diferencia observada entre los sitios de bosque y de arbustal estuvo en la variabilidad. La probabilidad de seleccionar un sitio no quemado que cumpla con todos los criterios propuestos y que posea grandes diferencias con respecto a la serie de índice de vegetación del sitio quemado fue menor en los sitios bosques que en los de arbustal. Esto se debe a que para el bosque la reducción de la varianza fue dos veces mayor que para el arbustal (Tablas 4.1 y 4.2). En consecuencia, los resultados obtenidos por el método para sitios de arbustal necesitan ser examinados en forma más cuidadosa. Estas diferencias en el desempeño del método entre coberturas puede ser atribuida a los mayores niveles de degradación productiva debido al sobrepastoreo y a la heterogeneidad espacial típica del arbustal (Atala *et al.*, 2009). Esta heterogeneidad se debe principalmente a que muchas veces el arbustal se caracteriza por tener zonas de suelo desnudo, combinadas con pasturas anuales y parches densos de plantas espinosas (Kunst *et al.*, 2003, Arambarri *et al.*, 2011). Por lo tanto, debido a que las plantas herbáceas anuales detienen rápidamente su actividad fotosintética con la llegada de las primeras heladas, y a las variaciones del índice de vegetación en respuesta al estatus hídrico del suelo, el arbustal posee variaciones estacionales más abruptas en su comportamiento fotosintético que el bosque. Por lo tanto, las series de tiempo obtenidas para el arbustal poseen variaciones estacionales más abruptas que las series temporales obtenidas a partir del bosque; como así también una respuesta más rápida y abrupta ante los cambios en las condiciones climáticas (Clark *et al.*, 2010). Este tipo de variaciones en las series de tiempo pueden generar series de tiempo QIV con elevados niveles de ruido y variaciones abruptas. A su vez, la presencia de series de tiempo con elevados niveles de ruido, reduce la probabilidad de obtener resultados significativos en los test tradicionales utilizados en la metodología propuesta, como por ejemplo el test de Spearman utilizado para detectar tendencia (Yue *et al.*, 2002). Por lo tanto, el método propuesto podría verse afectado por la presencia de variaciones abruptas en el comportamiento fotosintético inter e intra-anuales del arbustal.

La metodología propuesta se basa solamente en la similitud funcional medida a través de la actividad fotosintética, sin embargo para obtener resultados satisfactorios en la detección de sitios control es necesario tomar en cuenta los aspectos estructurales de la vegetación y así poder seleccionar sitios control de máxima similitud. Por esta razón, contar con mapas de vegetación de buena calidad, con escasos errores de clasificación, es un

aspecto clave para la implementación exitosa del mismo. Dado que no todos los errores de clasificación presentes en el mapa tendrán el mismo efecto, es necesario diferenciar el efecto de los errores de omisión y comisión. Los errores de omisión no van a tener efecto en los resultados generados por los test utilizados en la metodología propuesta, dado que dichos errores consisten en píxeles de una determinada cobertura vegetal, pero no fueron clasificados como tal y se les asignó una cobertura diferente (Lillesand *et al.*, 2008). En otras palabras, si el método está programado para detectar sitios de control de bosque, los píxeles de bosque que sean etiquetados con otra cobertura, serán ignorados. No obstante, es importante remarcar que la presencia de errores de omisión reduce la cantidad de potenciales candidatos a ser testeados, lo cual puede representar un problema en regiones donde la cobertura vegetal en estudio sea escasa. En cambio, la presencia de errores de comisión el mapa de vegetación puede generar problemas en los resultados entregados por los test utilizados. Los errores de comisión consisten en píxeles que fueron erróneamente etiquetados con una determinada cobertura vegetal y que pertenecen a otra cobertura vegetal (Lillesand *et al.*, 2008). Por lo tanto esto lleva a la comparación de series temporales obtenidas a partir de diferentes coberturas vegetales. Esta situación representa un problema solamente si las series de tiempo QIV generadas a partir de series de tiempo de índices de vegetación provenientes de diferentes coberturas vegetales logran cumplir en forma exitosa los tres criterios propuestos. No obstante, en nuestro sistema de estudio las coberturas vegetales utilizadas poseen características tanto estructurales como funcionales diferentes (Kunst *et al.*, 2003; Clark *et al.*, 2010; Kunst, 2011). Por lo tanto, esperamos que solo una pequeña cantidad de series de tiempo QIV generadas a partir de series de tiempo de índices de vegetación provenientes de diferentes coberturas vegetales, aprueben en forma exitosa los 3 criterios propuestos. Sin embargo, esta situación puede generar problemas en sistemas donde las diferentes coberturas vegetales posean características estructurales y funcionales similares. Por lo tanto, recomendamos cotejar los resultados obtenidos con imágenes de alta resolución temporal como GeoEye o QuickBird disponibles en forma gratuita (GoogleEarth, <https://www.google.com/earth/>).

Según el conocimiento del autor, este es el primer método para seleccionar sitios control que utiliza en forma conjunta criterios biológicos sobre los patrones de actividad fotosintética de la vegetación y test estadísticos; por lo tanto representa un avance

importante desde el punto de vista teórico y práctico. La utilidad del método propuesto no queda limitada solo al ámbito de los incendios, ya que la misma puede ser utilizada para estudiar otros disturbios que afectan el funcionamiento de los ecosistemas como por ejemplo inundaciones, ataques de insectos plagas y sequías. Además, los criterios aquí propuestos pueden ser utilizados para estudiar el proceso de recuperación post-incendio de los patrones de actividad fotosintética. El conjunto de los criterios propuestos permite testear por separado el valor promedio, la tendencia y el comportamiento estacional de las series de tiempo QIV después del incendio, lo cual permite realizar un análisis detallado del proceso de recuperación. Sin embargo aún es necesario adaptar la implementación de los test estadísticos para obtener un buen desempeño en el modelado de las series de tiempo QIV después del incendio.

CAPÍTULO 5

PATRONES DE RECUPERACIÓN POST-FUEGO DE LA VEGETACIÓN EN EL BOSQUE CHAQUEÑO: RESISTENCIA ESTRUCTURAL Y RESILIENCIA FUNCIONAL

5.1 INTRODUCCIÓN

Después de un incendio forestal se produce una reducción de la biomasa y la cobertura de plantas leñosas (Agee, 1993; Tálamo & Caziani, 2003), lo que genera alteraciones en las condiciones ambientales como la temperatura, la luz, humedad y el espacio disponible (Cavallero *et al.*, 2015). Estos cambios pueden alterar la diversidad y composición de especies, debido a que los incendios eliminan las especies intolerantes al fuego y además las condiciones ambientales post-incendio promueven la invasión de otras especies como por ejemplo las *r* estrategias las cuales recolonizan las áreas incendiadas (Granger, 1984; Goodwin & Sheley, 2001; Whelan, 2002). Para comprender los mecanismos y los procesos mediante los cuales se generan dichas modificaciones, es necesario caracterizar el comportamiento del incendio y el nivel de daño que las llamas causan sobre la vegetación. Este comportamiento se puede caracterizar mediante la intensidad, la cual es una medida de la cantidad de energía liberada durante el incendio (Keeley *et al.*, 2008), mientras que el efecto de las llamas sobre la vegetación puede ser caracterizada mediante la severidad, la cual se puede definir operativamente como la pérdida o cambio de la biomasa tanto superficial como subsuperficial (Keeley, 2009).

Sin embargo, los ecosistemas poseen mecanismos de estabilidad que les confieren la capacidad de resistir y recuperarse después un disturbio como el fuego. Uno de los componentes de la estabilidad del ecosistema es la resistencia, la cual como ya se mencionó es la máxima perturbación que el ecosistema puede soportar antes de alcanzar un límite que lo fuerce a cambiar a otro estado (Folke *et al.*, 2004). La estabilidad del ecosistema también está formada por los mecanismos de resiliencia, los cuales retornan al ecosistema a

condiciones similares a las que existían antes del incendio (Folke *et al.*, 2004). La estabilidad del sistema en su conjunto, es decir resistencia y resiliencia, puede ser estudiada teniendo en cuenta la estructura (Gosper *et al.*, 2012; Cavallero *et al.*, 2015; Paritsis *et al.*, 2015) y el funcionamiento del bosque (Van Leeuwen *et al.*, 2010; Casady *et al.*, 2010; Di Mauro *et al.*, 2014). El cual como ya se mencionó estudia las tasas de intercambio de materia y energía del ecosistema (Cabello *et al.*, 2012). Sin embargo para comprender la estabilidad del sistema en forma completa es necesario tener en cuenta ambos aspectos a la vez, ya que la única forma de garantizar la estabilidad total del sistema es manteniendo y/o recuperando tanto la estructura del bosque como las tasas de intercambio de materia y energía.

La probabilidad que posee el bosque de resistir el incendio sin cambiar de estado no solo está determinada por las características del bosque, sino también por la intensidad del incendio (Shive *et al.*, 2013). Cuando los incendios se producen en situaciones con elevada disponibilidad y continuidad de combustibles, alta temperatura y baja humedad ambiente, la intensidad de los mismos tiende a ser elevada (Cruz *et al.*, 2004; Alvarez *et al.*, 2012). En tales circunstancias los incendios pueden alcanzar niveles de intensidad suficientes como para generar un incendio de copa y consumir la mayoría de los árboles presentes, inclusive los que forman el dosel del bosque, superando la resistencia estructural del sistema (Perry *et al.*, 2011). Por lo que luego de un incendio de dichas características el ecosistema cambiará a un estado sucesional con diferente estructura y composición de especies (Shive *et al.*, 2013). En el Chaco seco argentino, el principal mecanismo de resistencia frente al fuego de las especies arbóreas sería su baja inflamabilidad (Jaureguiberry, 2012). Por lo tanto, la ocurrencia de un incendio de copa significa que las condiciones ambientales permitieron generar un evento con la suficiente intensidad para vencer la principal estrategia adaptativa del bosque frente al fuego. En este sentido, en el trabajo de Adamoli *et al.*, (1990) los autores plantean para el Chaco seco argentino un modelo de estados sucesionales alternativos en el que una vez que el sistema ha sido transformado en un arbustal con pastizal, es necesario la remoción del fuego para restaurar el bosque. En consecuencia, luego de un incendio de copa el sistema pasa a un nuevo estado que se halla regulado por procesos internos (López *et al.*, 2011) como el rebrote y el reclutamiento de especies leñosas, los cuales disminuyen la inflamabilidad del sistema y permiten la

recuperación del bosque. Pero también se halla regulado por procesos externos (López *et al.*, 2011) como por ejemplo el fuego, el cual favorece la ocurrencia del disturbio y la permanencia en el estado de arbustal. Diversos autores como por ejemplo Bastow & Agnew, (1991), Ludwig *et al.*, (1997), Scheffer *et al.*, (2001) y Fletcher *et al.*, (2014) resaltan que esta clase de sistema se comporta como un sistema con dos estados alternativos estables, uno de los cuales es mantenido gracias a la elevada inflamabilidad del arbustal.

Luego de ocurrido el incendio se inicia el proceso de sucesión y comienza la recuperación tanto de la estructura (Cavallero *et al.*, 2015) como del funcionamiento de la vegetación (Roder, 2008; Casady *et al.*, 2010; Di Mauro *et al.*, 2014). Algunos parámetros estructurales como por ejemplo la estructura horizontal y vertical de las plantas leñosas, la densidad de árboles o la superficie de fustes leñosos por hectárea, presentan procesos de recuperación post-incendio que es necesario medirlos en escalas de décadas (Tálamó & Caziani, 2003; Cavallero *et al.*, 2015). A su vez, cuando los incendios son poco severos y no generan cambios en la estructura del bosque, algunos atributos funcionales como la productividad primaria neta, los niveles mínimos y máximos de la actividad fotosintética, la duración de la estación de crecimiento, el nivel de la variabilidad intra-anual de la productividad o la tasa de senescencia de la vegetación (Apéndice B.2), presentan procesos de recuperación post-incendio más veloces que los parámetros estructurales, gracias a lo cual pocos años después del disturbio se pueden medir elevados niveles de recuperación (Van Leeuwen *et al.*, 2010; Casady *et al.*, 2010; Di Mauro *et al.*, 2014). En cambio, la recuperación de los niveles de actividad fotosintética y de la productividad primaria neta sin una recuperación de la fisonomía original de la vegetación, implica una recuperación solamente en el aspecto cuantitativo, ya que los procesos funcionales post-incendio del nuevo estado sucesional ocurren por vías diferentes a las del sistema original. Por lo tanto, estudiar las diferencias de los niveles de actividad fotosintética y de la productividad primaria neta entre parcelas que permanecieron como bosque y las que se transformaron en arbustal, ayuda a comprender las diferencias de los procesos de recuperación funcional de ambos estados sucesionales.

En estos casos los sensores remotos son una herramienta muy útil para monitorear el funcionamiento del ecosistema (Paruelo, 2008; Alcaraz-Segura *et al.*, 2004), debido a que

los mismos proveen en forma regular y periódica imágenes de índices de vegetación como el NDVI. Este índice es uno de los más utilizados para estudiar la recuperación funcional post-incendio de la vegetación (Gitas *et al.*, 2012), ya que debido a su estrecha relación con la productividad primaria aérea neta (Baret *et al.*, 1989; Baret & Guyot, 1991) (Apéndice B.1) es un parámetro básico para caracterizar el funcionamiento del ecosistema (Paruelo *et al.*, 2001). Además, mediante la construcción de series temporales de NDVI es posible calcular atributos funcionales descriptivos para caracterizar el comportamiento fotosintético de la vegetación a lo largo del año (Paruelo *et al.*, 1998). Con esta técnica es posible detectar y cuantificar las etapas claves y la magnitud de los eventos fenológicos relacionados a la captación de carbono y generación de biomasa (Jobbágy *et al.*, 2002; Zhang *et al.*, 2003; Pettorelli *et al.*, 2005) (Apéndice B.2). Por lo tanto, permiten caracterizar las diferencias funcionales entre coberturas vegetales con diferente fisonomía y composición de la comunidad.

La resistencia y la resiliencia del ecosistema no son parámetros estáticos, si no que varían en relación a los parámetros de estado del ecosistema (Beisner *et al.*, 2003; Folke *et al.*, 2004), los cuales representan las propiedades y características que determinan la estabilidad del ecosistema frente a un disturbio (Beisner *et al.*, 2003). Entre los parámetros de estado que afectan la resistencia del bosque chaqueño frente a los incendios, estarían aquellos que determinan la intensidad y la severidad del incendio, como por ejemplo la continuidad vertical, la densidad de copa y la inflamabilidad de las especies presentes en la comunidad (Alvarez *et al.*, 2012; Thomas *et al.*, 2016). También se pueden mencionar aquellos relacionados al estado de humedad del combustible tanto vivo como muerto, como por ejemplo el nivel de cobertura del dosel, la presencia de árboles perennes o deciduos y la presencia de plantas anuales (Cruz *et al.*, 2004; Fernandes, 2013). No obstante, la capacidad de resistir el incendio sin cambiar de cobertura también está determinada por otros factores que afectan la supervivencia tanto del individuo, como de los tallos aéreos y las yemas epicórmicas como, por ejemplo, el grosor de la corteza (Hoffmann *et al.*, 2003; Clarke *et al.*, 2013; Bravo *et al.*, 2014). La disponibilidad hídrica en los primeros años post-incendio también es un parámetro importante, debido a que el estrés hídrico post-incendio puede generar la cavitación del xilema y la muerte de los tallos aéreos (Pausas & Keeley, 2014; Pausas *et al.*, 2016). A su vez la probabilidad de supervivencia de la planta también está

influenciada por los niveles de reservas, en el trabajo realizado por Canadell & López-Soria, (1998) los autores observaron que luego de la realización de repetidos cortes en las plantas había una relación negativa entre la mortalidad de plantas y el nivel de carbohidratos de reserva presentes en el lignotuber. Por lo tanto para comprender como varía la probabilidad de que el bosque permanezca con la misma estructura después del incendio, es necesario estudiar el efecto de la severidad junto con los demás factores que determinan la probabilidad de la ocurrencia de un incendio de copa y la probabilidad de la supervivencia post-incendio de las estructuras aéreas.

Los parámetros de estado que afectan la resiliencia funcional del bosque estarían determinados por el tipo de estrategia adaptativa de recuperación post-incendio (Díaz-Delgado *et al.*, 2002; Roder *et al.*, 2008; Casady *et al.*, 2010). Las especies graminoides, herbáceas y leñosas del bosque chaqueño poseen la capacidad de rebrotar después del incendio (Jaureguiberry, 2012). A su vez también se ha reportado la capacidad de germinar luego de pulsos de 120 °C, lo cual es un valor relativamente bajo en comparación a los valores de entre 400 y 500 °C reportados a nivel del suelo en quemas experimentales por Bravo *et al.*, (2014). Además, en ambientes como el chaqueño, con bajos niveles de productividad, elevado déficit hídrico e intervalos de retorno de fuego prolongados la estrategia de rebrote sería más exitosa, ya que el déficit hídrico y la baja productividad disminuirían el éxito de los renovales, mientras que los periodos prolongados entre incendios permitirían la recuperación de reservas necesarias para el rebrote, y disminuirían el banco de semillas (Pausas & Keeley, 2014). Por lo tanto, la recuperación post-incendio estaría determinada principalmente por la estrategia de rebrote. Entre los parámetros de estado que afectan la resiliencia de las plantas rebrotadoras se puede mencionar que la edad de las plantas y la densidad de la madera poseen un efecto negativo sobre la capacidad de rebrote (Bond & Midgley, 2001; Del Tredici, 2001). A su vez, también son importantes la capacidad y el vigor con el que rebrotan cada una de las especies del bosque (Clarke *et al.*, 2013) y el nivel de reserva de carbohidratos no estructurales pre-disturbio de las plantas (Canadell & López-Soria, 1998), la disponibilidad hídrica post-incendio (Díaz-Delgado *et al.*, 2002; Malak & Pausas, 2006; Roder *et al.*, 2008; Knox & Clarke, 2011) y la longitud del periodo entre incendios ya que esta se halla relacionada a las reservas disponibles para el rebrote (Díaz-Delgado *et al.*, 2002; Malak & Pausas, 2006). Además, según Casady *et*

al., (2010) la productividad pre-incendio de la vegetación también es un parámetro importante para la recuperación post-incendio de la productividad, lo cual podría deberse a que las plantas con un mayor desarrollo tendrían una mayor capacidad de captar nutrientes del medio. A su vez, esto también podría deberse a que las condiciones ambientales que favorecían una mayor productividad pre-incendio, también estimulan una mayor productividad post-incendio (Casady *et al.*, 2010). Sin embargo los autores señalan que el estado pre-incendio cobra importancia solamente cuando se modela el efecto de la severidad del incendio. Esto podría deberse a que en sitios donde hubo una elevada severidad sería necesario reponer una mayor cantidad de biomasa como así también una mayor cantidad de reservas de carbohidratos, los cuales son esenciales para la supervivencia de las plantas rebrotadoras (Canadell & López-Soria, 1998; Hodkinson, 1998; Clarke *et al.*, 2013). En estas circunstancias cobrarían importancia los factores ambientales que limitan la productividad de la vegetación, no obstante aún no se comprende de forma completa la forma de interactuar de la severidad y los parámetros que afectan la recuperación post-incendio de la vegetación.

Actualmente existen diversos trabajos que estudian los patrones de recuperación post-incendio desde el punto de vista estructural (Tálaro & Caziani, 2003; Gurvich *et al.*, 2005; Verzino *et al.*, 2005; Cavallero *et al.*, 2015) y funcional (Díaz-Delgado *et al.*, 2002; Malack & Pausas, 2006; Wittemberg *et al.*, 2007; 2010; Veraverbeke *et al.*, 2012; Cavallero *et al.*, 2015). Sin embargo, existen muy pocos trabajos que estudien cómo interactúan los parámetros que determinan la resistencia y resiliencia del bosque, como así también son pocos los trabajos que estudian las diferencias de la recuperación funcional entre parcelas que luego del incendio permanecieron como bosque y las que pasaron a un estado sucesional de arbustal (Whelan, 1995; Casady *et al.*, 2010) y ninguno de ellos fue realizado en el Chaco seco argentino. En este contexto el objetivo general del presente capítulo es estudiar los patrones de resistencia y resiliencia post-incendio del bosque en el Chaco seco argentino. Para ello los objetivos específicos propuestos son:

1. Entender cómo interactúan la severidad de incendio, las precipitaciones y el estado funcional pre-incendio de la vegetación para determinar la resistencia de la estructura del bosque ante un incendio.

2. Determinar cuáles son las diferencias en los atributos funcionales entre parcelas de bosque que permanecen como tal luego de un incendio y las que cambian estructuralmente hacia arbustal.

3. Estudiar cómo interactúan la severidad del incendio, las precipitaciones y el estado funcional pre-incendio de la vegetación para determinar la resiliencia funcional post-incendio.

5.2 Hipótesis y predicciones

1. Una elevada severidad del incendio disminuye la resiliencia post-incendio de la productividad, y aumenta la importancia relativa de los efectos de la productividad pre-incendio y la disponibilidad hídrica post-incendio sobre la resiliencia. Por tal motivo se espera que:

- El efecto que tiene la productividad pre-incendio y la disponibilidad hídrica post-incendio sobre la resiliencia post-incendio de la productividad, será mayor en parcelas que tuvieron severidad elevada.

- La severidad tendrá un efecto negativo sobre la recuperación de la productividad, mientras que la productividad pre-incendio, y la disponibilidad hídrica post-incendio tendrán un efecto positivo.

5.3 MATERIALES Y MÉTODOS

5.3.1 Diseño de muestreo

Para realizar este estudio se seleccionaron áreas de bosque incendiadas en el año 2003 (Figura 5.1) debido a que este fue un año de gran ocurrencia de incendios (Argañaraz *et al.*, 2015). Dichas áreas fueron detectadas utilizando el índice de vegetación Normalized Burn Ratio (NBR) (Key, 2006), calculado a partir de imágenes Landsat 5 TM (12 de diciembre de 2003, para las escenas 229-79 y 229-80) descripto en el capítulo 4. Posteriormente, con

el propósito de validar estas áreas quemadas se superpuso el producto de focos de calor de MODIS (MCD14L) sobre las imágenes NBR, tal como se muestra en la figura 4.2. En total se detectaron 9 áreas de bosque incendiadas (Figura 5.1), localizadas en la provincia de Santiago del Estero (quemadas entre los primeros días de octubre y mediados de noviembre).

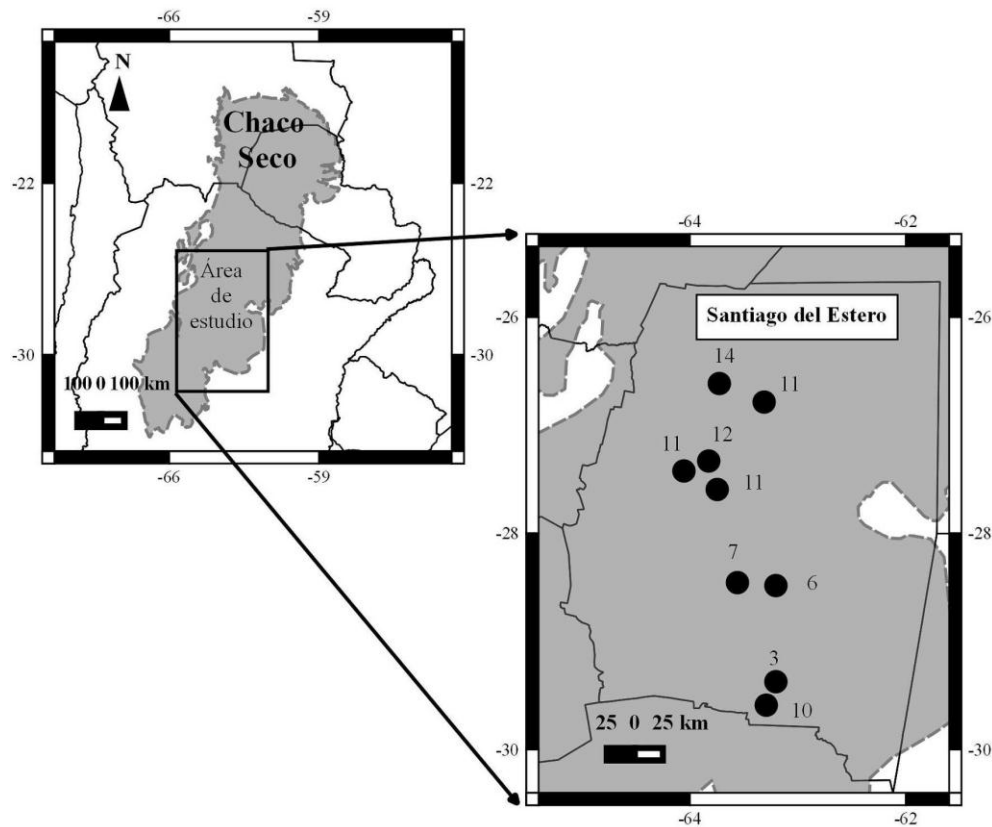


Figura 5.1. Área de estudio. Los círculos señalan la ubicación de las 9 áreas de bosque incendiadas, los números indican la cantidad de parcelas quemadas seleccionadas dentro de cada área incendiada.

Dentro de cada una de las áreas incendiadas, se seleccionaron parcelas de bosque quemadas que cumplieran con las siguientes condiciones: 1) que no se hubieran quemado durante los 17 años previos al incendio de 2003 ni los 8 años posteriores y 2) que no sufrieran cambios en la cobertura en el periodo 2000-2011 debido a causas antrópicas. Para detectar los incendios entre los años 1986 y 2002 y entre 2004 y 2011 realizó una inspección visual de 65 imágenes NBR obtenidas a partir de imágenes Landsat 5 TM. En

total se seleccionaron 85 parcelas de bosque de 250*250 m (1 Pixel MODIS; Figura 5.1) que se quemó en el 2003. Para cada parcela de bosque quemada se seleccionó una parcela de bosque control (500x500 m), se eligieron controles de mayor tamaño que las parcelas quemadas con el objetivo de obtener una muestra de bosque más representativa. Las condiciones impuestas para la selección de estas parcelas fueron: 1) que tuvieran la misma cobertura vegetal que la parcela quemada antes del incendio, 2) que la distancia entre ambas parcelas fuera menor a 12 km, 3) que no se hubiera quemado los 17 años anteriores al 2003 ni los 8 posteriores, 4) que no sufriera cambios en la cobertura de vegetación en el periodo 2000-2011 y 5) que los 3 años anteriores al incendio la parcela control tuviera un patrón de la actividad fotosintética que no presentara diferencias significativas con el de su respectiva parcela quemada. Esta última condición garantiza la similitud funcional de la vegetación entre las parcelas quemadas y control. Para detectar dichas parcelas control se utilizaron los criterios biológicos y los métodos estadísticos desarrollados en el capítulo 4.

5.3.2 Estimación de variables pre y post-incendio

5.3.2.1 Mapas de vegetación

Para determinar la cobertura vegetal en el año 2003 se utilizó el mapa de vegetación global GlobCover 2000 desarrollado por la Agencia Espacial Europea (<http://bioval.jrc.ec.europa.eu/>), con una resolución espacial de 1x1 km descrito en el capítulo 2. Además, ocho años después del incendio se determinó cuales parcelas permanecieron como bosque y cuales se hallaba en un estado sucesional de arbustal, para esto se utilizó el mapa de vegetación global GlobCover 2009 (300x300 m) descrito en el capítulo 2. Debido a que los mapas de vegetación utilizados poseen una baja resolución espacial, se complementaron con una inspección visual de imágenes de alta resolución espacial Geoeye y Quickbird (Google Earth), de los años 2002 y 2008-2011.

5.3.2.2 Series de tiempo de NDVI y estimación de atributos funcionales

Para cada una de las 85 parcelas de bosque quemadas y sus respectivas parcelas control, se extrajo la serie temporal de NDVI entre el 18 de febrero del año 2000 y el 19 de diciembre del año 2011, a partir del producto MODIS MOD13Q1 descrito en el capítulo 2.

Para cada una de las series de tiempo de NDVI obtenidas se caracterizó el estado funcional pre-incendio de la vegetación (2001-2002) y post-incendio a los ocho años (2011) de producido el evento. Para esto se obtuvieron las siguientes atributos funcionales: 1) nivel mínimo de la actividad fotosintética (de aquí en más denominado nivel mínimo), 2) nivel máximo de la actividad fotosintética (nivel máximo), 3) duración de la estación de crecimiento, 4) estacionalidad de la actividad fotosintética (nivel máximo – nivel mínimo)/NDVI-I y 5) integral anual de la actividad fotosintética (NDVI-I) (Pettorelli *et al.*, 2005; Eklundh & Jönsson, 2012) (Tabla 5.1) (Apéndice B). El inicio de la temporada de crecimiento se definió como el momento del año en el cual el nivel del NDVI se incrementó un 20 % en relación al nivel mínimo medido a finales de invierno y principios de primavera; mientras que el final de la estación de crecimiento fue definido de manera similar con respecto al nivel mínimo de la siguiente estación de crecimiento (Jonsson & Eklundh, 2002; Schwartz, 2003).

5.3.2.3 Variables indicadoras del comportamiento del incendio

Para determinar el efecto de las características del incendio en la resistencia y resiliencia de la vegetación, se calculó la severidad y la intensidad del incendio y el tamaño de cada área incendiada (Tabla 5.1). La severidad fue calculada como la diferencia proporcional de NDVI en el verano 2004 (post-incendio), entre la parcela quemada y su parcela control (Ecuación 5.1). Se utilizó esta medida debido a la falta de imágenes Landsat 5 TM para calcular en forma adecuada el índice de severidad de incendios ΔNBR (Key, 2006). Para los modelos de regresión esta última variable se utilizó en forma categórica con dos niveles, moderada ($< 0,4$) y elevada ($\geq 0,4$). La intensidad de fuego en cada área quemada se estimó mediante el “poder radiativo” provisto por el producto de focos de calor MODIS (MCD14L) (Ichoku & Kaufman, 2005; Giglio, 2010), el cual es una medida de la tasa de liberación de energía (mw) en un área de 1x1 km y se halla estrechamente correlacionado con el consumo de biomasa durante el incendio. Mediante el análisis de la fecha y la ubicación de los focos de calor, se calculó el “poder radiativo” promedio de cada área incendiada. El tamaño de cada área incendiada fue estimada utilizando el procedimiento de crecimiento de regiones disponible en ENVI 4.7 (ITT, 2009).

$$Severidad = \frac{NDVI_{(media\ verano\ control)} - NDVI_{(media\ verano\ quemado)}}{NDVI_{(media\ verano\ control)}} \quad \text{Ecuación 5.1}$$

5.3.2.4 Precipitación post-incendio

Para comprender el efecto de la precipitación post-incendio en la resistencia y resiliencia de la vegetación, en cada parcela quemada se estimó la precipitación anual promedio en el periodo 2004-2011. Para esto, se utilizó el producto 3B43 del sensor TRMM el cual posee resolución aproximada a 25*25 km en el área de estudio y fue descrito en el capítulo 2.

Tabla 5.1. Descripción de las variables independientes estimadas. En negrita se remarcan las variables utilizadas en los modelos de regresión.

variables	Descripción	Área de estimación	Unidades y categorías
Nivel mínimo de la actividad fotosintética	Indicador de la mínima actividad fotosintética en invierno y principio de primavera.	Parcela	Valor índice NDVI
Nivel máximo de la actividad fotosintética	Indicador de la máxima actividad fotosintética en verano.	Parcela	Valor índice NDVI
Duración de la estación de crecimiento	Duración del ciclo vegetativo.	Parcela	Días
Estacionalidad fotosintética	Indicador del comportamiento estacional de la vegetación	Parcela	-
NDVI-I	Indicador de la productividad primaria neta.	Parcela	-
Severidad	Indicador del efecto de las llamas sobre la vegetación.	Parcela	Moderada y elevada
Poder Radiativo	Indicador de la tasa de consumo de biomasa y liberación de energía.	Área incendiada	mw
Tamaño	Indicador de la intensidad del incendio.	Área incendiada	ha
Precipitación 2004-2011	Precipitación promedio anual.	Área incendiada	mm/año

5.3.3 Análisis estadísticos

Teniendo en cuenta que antes del incendio las 85 parcelas en estudio tenían cobertura de bosque, se realizaron dos grupos de análisis estadísticos. El primer grupo de análisis se centra en la resistencia estructural del bosque y el objetivo del mismo fue estudiar los

factores que determinaron la probabilidad de que una parcela de bosque permaneciera con la misma estructura o cambie de estructura luego del incendio. Para esto, se analizaron las diferencias de severidad, intensidad y de los atributos funcionales satelitales pre-incendio entre las parcelas que luego del incendio permanecieron como bosque y las que ocho años después del incendio cambiaron a un estado sucesional de arbustal. Además se realizó un análisis de regresión para determinar cuáles son los factores influyeron en la probabilidad de que luego de un incendio el bosque permaneciera con la misma estructura. El segundo grupo de análisis estuvo centrado en la resiliencia funcional post-incendio, para lo cual se comparó el nivel de los atributos funcionales post-incendio en parcelas que permanecieron como bosque y las que cambiaron a un estado de arbustal. Además se realizó un análisis de regresión para determinar cuáles fueron los factores influyeron en la resiliencia post-incendio de la productividad primaria neta.

5.3.3.1 Estrategia de modelado de datos

Debido a que las parcelas quemadas estaban agrupadas dentro de cada área incendiada, los datos utilizados para realizar los análisis estadísticos poseen una fuerte autocorrelación espacial. Por lo tanto, las áreas incendiadas fueron utilizadas como un factor aleatorio con el objetivo de modelar la autocorrelación (Quinn & Keough, 2002). Además para modelar la falta de homogeneidad de varianza entre las áreas incendiadas, se utilizaron modelos estadísticos con heterogeneidad de varianza usando las áreas incendiadas como criterios de agrupamiento (Quinn & Keough, 2002). En los modelos de regresión, se realizó un filtrado del conjunto de variables independientes mediante el índice de correlación Spearman (Apéndice E); cuando dos variables poseen un nivel de correlación $|r| \geq 0,7$ se selecciona una de las dos variables, dejando aquella que tenga un mayor significado biológico, lo cual facilita la interpretación de los datos (Zuur *et al.*, 2007). Una vez que todas las variables fueron filtradas se efectuaron las regresiones y se seleccionó el modelo más parsimonioso con menor criterio de Akaike, eliminándose las variables sin efecto significativo a través de un procedimiento “backward stepwise” (Zuur *et al.*, 2010).

5.3.3.2 Resistencia estructural

Este es el primer grupo de análisis en donde se estudiaron las variables que influyeron

sobre la probabilidad de que luego del incendio el bosque permaneciera con la misma estructura o cambiara a un estado sucesional de arbustal. Para lo cual, mediante una inspección visual primero se estudió la relación que poseen el tamaño de incendio, la severidad y la intensidad (poder radiativo) con las áreas incendiadas en las que todas las parcelas permanecieron como bosque después del incendio (Áreas-Bosque), las áreas incendiadas en las que todas las parcela se hallaban en un estado sucesional de arbustal ocho años después del incendio (Áreas-Arbustal), las áreas incendiadas en las que algunas parcelas permanecieron como bosques y otras se hallaban en un estado sucesional de arbustal (Áreas-Mixtas).

Luego, se comparó el nivel de los atributos funcionales pre-incendio entre las parcelas quemadas y control y entre parcelas que permanecieron como bosque y las que después del incendio se hallaban en estado de arbustal. Para esto se realizó un ANOVA con 4 tratamientos 1) Bos-Bos: parcelas quemadas que permanecieron como bosque; 2) Bos-Arb: parcelas de bosque quemadas que se transformaron en arbustal; 3) C1: sitios control de las parcelas que permanecieron como bosque; 4) C2: sitios control de las parcelas que se transformaron en arbustal. La probabilidad post-incendio que tuvieron las parcelas de permanecer como bosque se modeló mediante un modelo de regresión logística con logit link (Hosmer & Lemeshow, 2000). Como variables explicativas se utilizaron: la severidad, la precipitación anual post-incendio promedio (2004-2011) y los atributos funcionales pre-incendio que presentaron diferencias significativas entre las parcelas que permanecieron como bosque y las que se transformaron en arbustal. Las variables utilizadas en el análisis de regresión fueron filtradas en base al análisis de correlación (Apéndice E).

5.3.3.3 Resiliencia funcional

Ocho años después del incendio (2011) se compararon los atributos funcionales entre las parcelas quemadas y control y entre las parcelas que permanecieron como bosque y las que se transformaron en arbustal. Para esto se realizó un ANOVA con los cuatro tratamientos ya mencionados (Bos-Bos; Bos-Arb; C1 y C2).

También se estudiaron los factores que influyen la resiliencia post-incendio de la

productividad primaria neta. Para lo cual, en el año 2011 se calculó la diferencia porcentual del NDVI-I entre las parcelas quemadas y control (diferencia porcentual NDVI-I). Luego se realizó un modelo de regresión lineal generalizado (Quinn & Keough, 2002) utilizando la diferencia porcentual NDVI-I como variable respuesta y las variables señaladas en la Tabla 5.1 como explicativas. Además, se testeó la interacción de la severidad con las demás variables, a fin de poner a prueba la hipótesis realizada acerca del efecto de la severidad sobre el nivel de importancia que poseen las demás variables en el proceso de recuperación de la productividad. Para este análisis se utilizaron las 85 parcelas quemadas, sin distinguir el tipo de cobertura post-incendio. Se seleccionó el NDVI-I para estimar la diferencia porcentual debido a que este es representativo de la productividad primaria aérea neta y posee una estrecha correlación con los demás atributos funcionales.

5.4 RESULTADOS

5.4.1 Resistencia estructural

Del total de nueve áreas de bosque incendiadas, cuatro correspondieron a Áreas-Mixtas donde 26 parcelas permanecieron como bosque y 14 parcelas que se transformaron en arbustal. Otras cuatro áreas incendiadas correspondieron a arbustal, donde las 31 parcelas se transformaron en arbustal (Áreas-arbustal). Tan solo un área incendiada correspondió a Área-Bosque, donde las 14 parcelas permanecieron como bosque. En total, el 53 % de las parcelas quemadas el 2003 se hallaban en estado de arbustal en el 2011. El análisis descriptivo de las variables indicadoras del comportamiento del incendio muestra una relación negativa entre el poder radiativo, área y la severidad promedio con la proporción de parcelas que permanecen como bosque en las áreas incendiadas (Tabla 5.2).

Tabla 5.2. Comparación del comportamiento del incendio en áreas con diferente proporción de parcelas que permanecieron como bosque luego del incendio. (\pm error estándar).

	Cantidad de parcelas	Poder radiativo (MW)	Área (Ha)	Severidad
Áreas-bosque	14	40 (14,8)	357 (0)	0,29 (0,02)
Áreas-mixtas	40	160 (30,3)	439 (106,8)	0,34 (0,01)
Áreas-arbustal	31	322 (72,42)	721,5 (488,4)	0,38 (0,02)

Áreas-bosque: áreas incendiadas en las que todas las parcelas permanecieron como bosque.

Áreas-mixtas: áreas incendiadas en las que hubo algunas parcelas que permanecieron como bosque y otras que se transformaron en arbustal.

Áreas-arbustal: áreas incendiadas en las que todas las parcelas se transformaron en arbustal. La media y error estándar para la severidad se obtuvieron a partir de todas las parcelas incluidas en cada tipo de área. La media y el error estándar del poder radiativo se obtuvieron promediando el valor de los focos de calor MODIS asociados a cada incendio. La media y el error estándar del área se obtuvieron a partir de todas las áreas incendiadas incluidas en cada tipo de área.

Previo al incendio los atributos funcionales mostraron diferencias significativas entre las parcelas quemadas y control en el nivel mínimo ($F=9.28$, $P<0.0001$, $gl=158$), y la estacionalidad fotosintética ($F=7.57$, $P=0.0001$, $gl=158$) (Figura 2); no obstante estas diferencias son porcentualmente pequeñas. El NDVI-I ($F=1.3$, $P=0.275$, $gl=158$), el nivel máximo ($F=0.38$, $P=0.539$, $gl=158$) y la duración de la estación de crecimiento ($F=3.01$, $P=0.03$, $gl=158$) no presentaron diferencias significativas entre las parcelas quemadas y control (Figura 5.2). Al comparar los atributos funcionales pre-incendio entre las parcelas que permanecieron como bosque y las que se transformaron en arbustal se observa que las primeras poseían una duración de la estación de crecimiento 7 días y una estacionalidad fotosintética 5,6 % mayor. No se observaron diferencias significativas para el nivel mínimo, el nivel máximo y el NDVI-I.

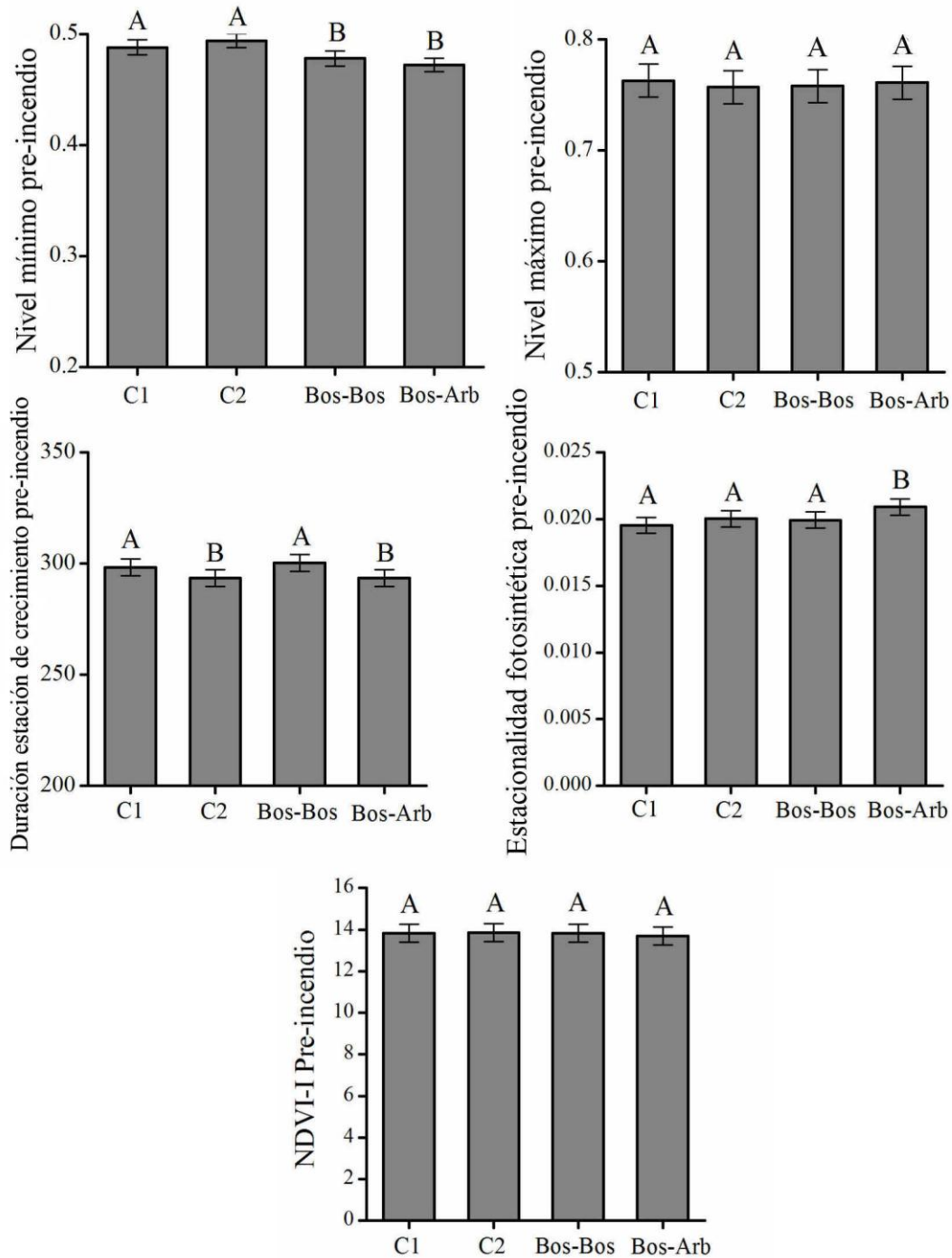


Figura 5.2. Análisis comparativo de los atributos funcionales pre-incendio (\pm error estándar). Bos-Bos: parcelas que permanecieron como bosque luego del incendio, Bos-Arb: parcela que se transformaron en arbustal luego del incendio. C1: sitios control de las parcelas que se mantuvieron como bosque, C2: sitios control de las parcelas que se transformaron en arbustal. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0.05$).

Los resultados del análisis de regresión logística muestran que la probabilidad post-incendio de permanecer como bosque fue menor en parcelas con severidad elevada que en parcelas con severidad moderada, mientras que la duración de la estación de crecimiento tuvo un efecto positivo sobre dicha probabilidad. El efecto conjunto de ambas variables fue importante ya que entre ambas explicaron el 76,7 % del total de la variabilidad observada (Tabla 5.3).

Tabla 5.3. Modelos de regresión logística para la probabilidad post-incendio de permanecer como bosque. AIC: criterio de Akaike, % V.E.: porcentaje de varianza explicada por los componentes fijos del modelo, P: nivel de significancia, Z: estadístico Z del test de Wald. Se resaltan con negrita las variables con $P < 0,05$.

Modelos	AIC	% V.E.	Coeficiente	P	Z
<i>Modelo 1</i>	59	76.7			
Intercepto			-0.19	0.8795	-0.15
Severidad			-2.56	0.0419	-2.03
Duración estación de crecimiento			4.93	0.0031	2.96
<i>Modelo 2</i>	60.4	78.9			
Intercepto			0.15	0.9068	0.11
Severidad			-2.94	0.0375	-2.08
Duración estación de crecimiento			4.6	0.0056	2.75
Precipitación 2004-2011			0.64	0.4226	0.80
<i>Modelo 3</i>	62.4	79.4			
Intercepto			0.167	0.8933	0.13
Severidad			-2.96	0.0375	-2.08
Duración estación de crecimiento			4.66	0.0065	2.72
Precipitación 2004-2011			0.59	0.4641	0.73
Estacionalidad fotosintética			0.16	0.8405	0.20

Las variables utilizadas en el análisis de regresión se seleccionaron en base al análisis de correlación (Apéndice E) y en base a los resultados obtenidos en el análisis de las diferencias pre-incendio de los atributos funcionales.

5.4.2 Resiliencia funcional

Ocho años después del incendio se observaron diferencias significativas entre las parcelas quemadas y control (Figura 5.3) para el nivel mínimo ($F=79,26$, $P<0,0001$, $g/1=158$), el nivel máximo ($F=35,91$, $P<0,0001$, $g/1=158$), la estacionalidad fotosintética

($F=45,92$, $P=0,0001$, $gl=158$) y el NDVI-I ($F=82,93$, $P<0,0001$, $gl=158$). El nivel máximo y la duración de la estación de crecimiento presentaron diferencias entre parcelas quemadas y control, de alrededor del 2 %, mientras que el nivel mínimo y la estacionalidad fotosintética tuvieron diferencias cercanas al 12 %. Se observó una recuperación completa para la duración de la estación de crecimiento en las parcelas que permanecieron como bosque, sin embargo esta diferencia fue significativa en parcelas quemadas que se transformaron en arbustal ($F=4,5$, $P=0,0047$, $gl=158$). Además, el NDVI-I presentó una diferencia significativa entre las parcelas que permanecieron como bosque y las que se transformaron en arbustal cercana al 2 %.

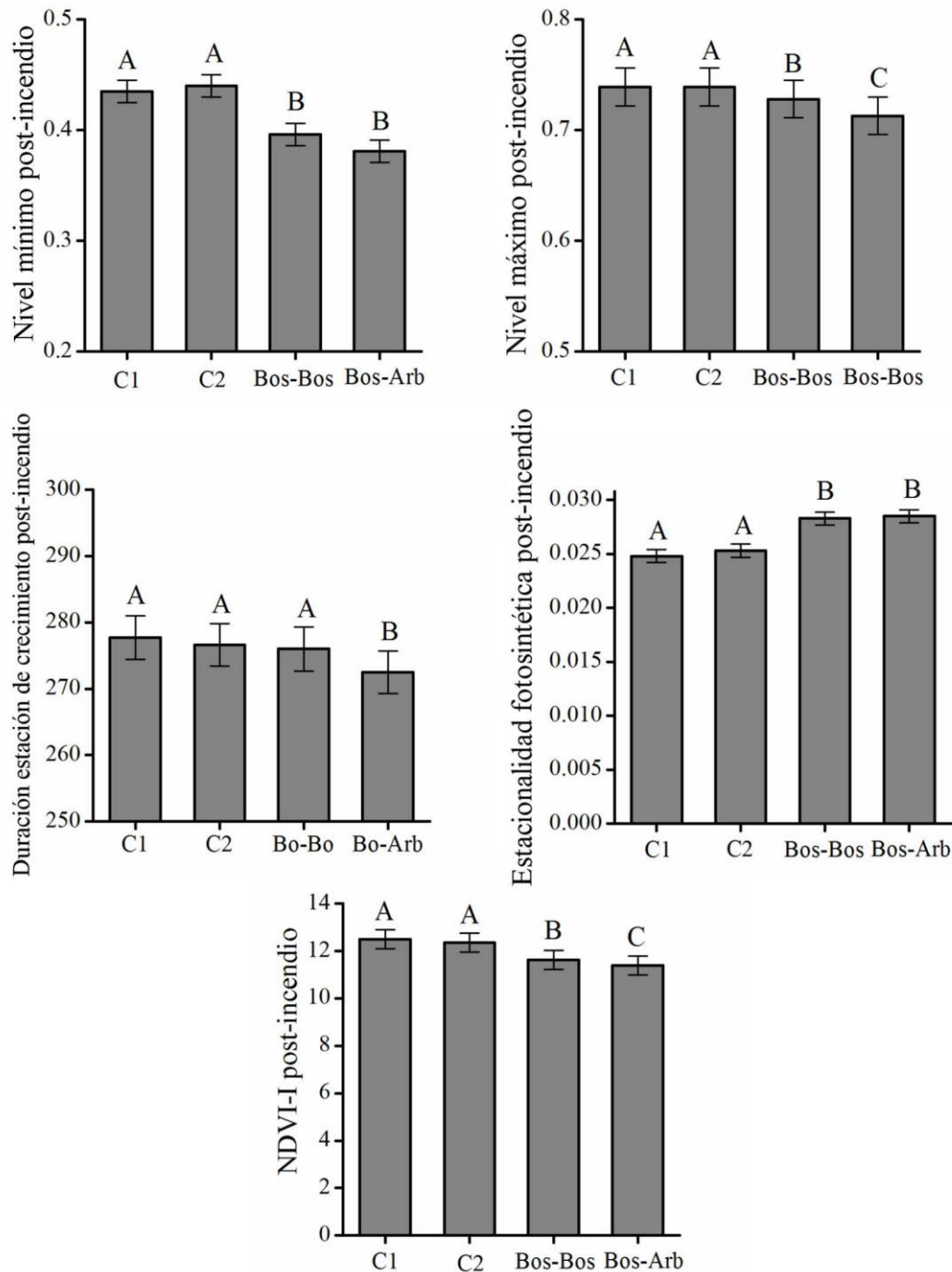


Figura 5.3. Análisis comparativo de los atributos funcionales post-incendio (\pm error estándar). Bos-Bos: parcelas que permanecieron como bosque luego del fuego, Bos-Arb: parcelas que se transformaron en arbustal, C1: sitios control de las parcelas que se mantuvieron como bosque, C2: sitios control de las parcelas que se transformaron en arbustal. Letras diferentes indican diferencias significativas ($P < 0,05$).

En cuanto a la recuperación de la productividad primaria (Tabla 5.4), los resultados muestran que la diferencia porcentual NDVI-I medida entre parcelas quemadas y control fue mayor en las que tuvieron un nivel de severidad elevado (Figura 5.4 C). Además se detectó que el efecto de la productividad y de la estacionalidad fotosintética pre-incendio sobre la recuperación de la productividad, estuvo determinado por la severidad de incendio (Figura 5.4 A y B). En parcelas con severidad elevada, la productividad pre-incendio tuvo un marcado efecto positivo, mientras que en parcelas con severidad moderada la productividad pre-incendio no tuvo un efecto significativo. A su vez, la estacionalidad fotosintética tuvo un efecto negativo solamente en las parcelas que tuvieron una severidad moderada. La precipitación post-incendio no tuvo efectos significativos sobre la recuperación de la productividad (Tabla 5.4).

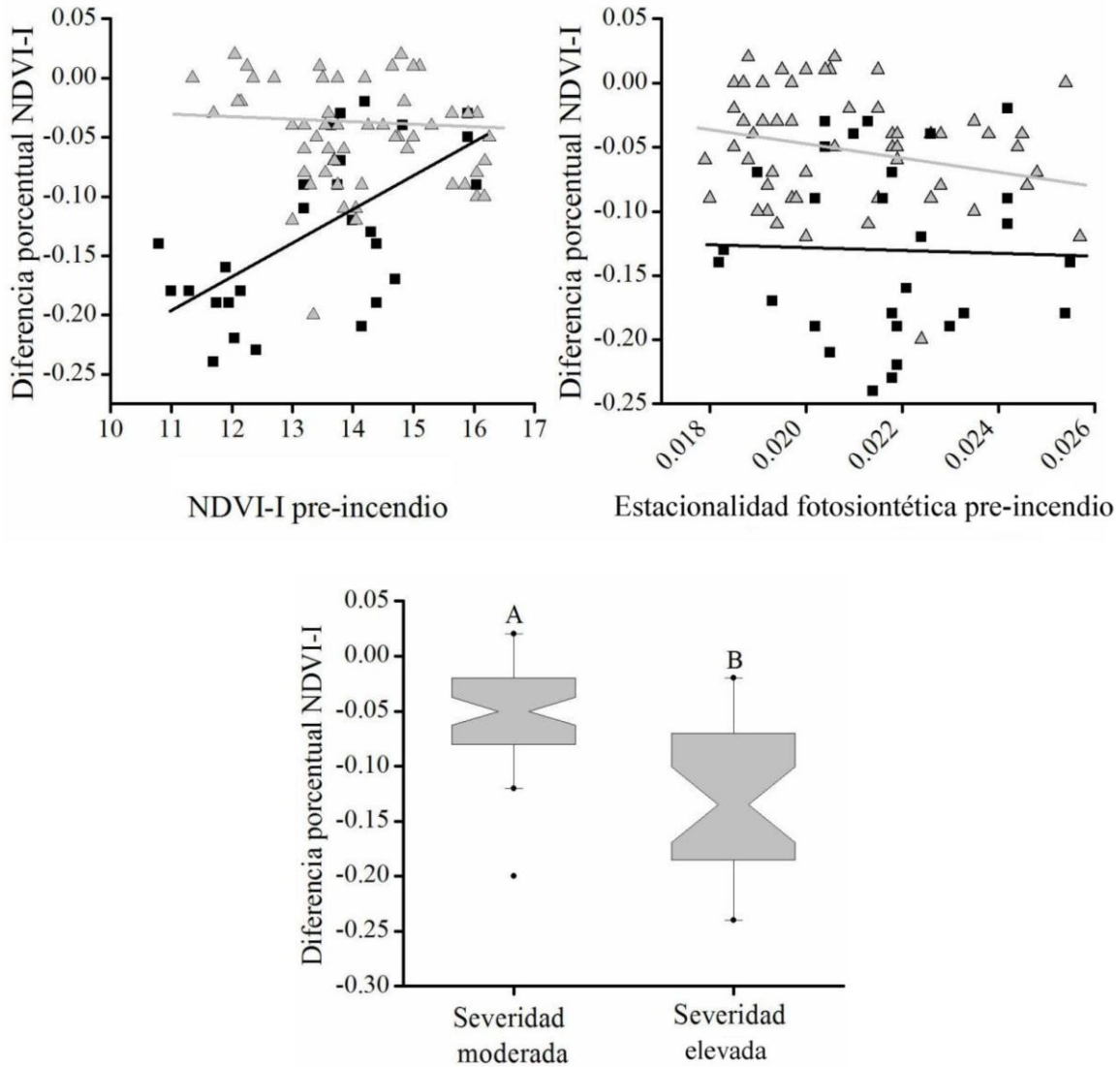


Figura 5.4. Relación de la diferencia porcentual NDVI-I medida entre parcelas quemadas con control y el NDVI-I pre-incendio (A), la estacionalidad fotosintética pre-incendio (B) y la severidad de incendio (C). Cuadrados negros: severidad elevada. Triángulos grises: severidad moderada.

Tabla 5.4. Modelos de regresión para la diferencia porcentual NDVI-I medida entre parcelas quemadas y control. AIC: criterio de Akaike, % V.E.: porcentaje de varianza explicada por los componentes fijos del modelo, P: nivel de significancia, t: estadístico t. Se resaltan con negrita las variables con $P < 0,05$.

Modelos	AIC	% V.E.	Coefficiente	P	T
<i>Modelo 1</i>	-268,9	56			
Intercepto			0,14	0,4169	0,82
Severidad			-1	0,0002	-4
NDVI-I			-0,1	0,3383	-0,96
Estacionalidad fotosintética			-3,86	0,3670	-0,91
Severidad*NDVI-I			0,04	0,0001	2,23
Severidad* Estacionalidad fotosintética			16,66	0,0123	2,57
<i>Modelo 2</i>	-251,1	57			
Intercepto			0,14	0,4186	0,81
Severidad			-1,01	0,0002	-3,97
NDVI-I			-0,01	0,3481	-0,94
Precipitación 2004-2011			0,00005	0,7898	0,27
Estacionalidad fotosintética			-4,26	0,3531	-0,93
Severidad*NDVI-I			0,04	0,0001	4,15
Severidad* Estacionalidad fotosintética			16,67	0,0128	2,55
<i>Modelo 3</i>	-235,2	60			
Intercepto			0,2	0,2511	1,16
Severidad			-1.13	<0,0001	-4,36
NDVI-I			-0,02	0,1225	-1,56
Precipitación 2004-2011			0,0002	0,2792	1,09
Estacionalidad fotosintética			-6,78	0,1548	-1,44
Severidad*NDVI-I			0,06	0,0001	4,21
Severidad* Precipitación 2004-2011			-0,0002	0,1939	-1,31
Severidad* Estacionalidad fotosintética			22,29	0,0042	2,96

5.4 DISCUSIÓN

5.4.1 Resistencia estructural

Los resultados muestran que el 53 % de las parcelas de bosque que se quemaron en el 2003, se hallaban en estado sucesional de arbustal en el 2011. Esto significa que a pesar de que la vegetación post-incendio tenía especies arbóreas, estas tenían una estructura arbustiva debido a que se consumió gran parte de la biomasa aérea. Esto indica una limitación en los mapas de vegetación utilizados, ya que mediante los mismos no es posible distinguir entre la recuperación por medio de especies arbustivas o especies arbóreas. Estos

resultados contrastan con la información empírica disponible para las especies arbóreas del bosque chaqueño, la cual sugiere que los individuos arbóreos maduros poseen caracteres estructurales como por ejemplo corteza gruesa, dosel elevado (Bravo *et al.*, 2014) y baja inflamabilidad (Jaureguiberry *et al.*, 2011) que le confieren resistencia al fuego. Sin embargo, dichos trabajos se han realizado teniendo en cuenta solo los aspectos anatómicos y estructurales de las plantas sin tener en cuenta las características del incendio. En años de extrema sequía como el 2003, los incendios de sabana y pastizal pueden propagarse hacia el bosque cercano en forma de incendios de copa (Kunst, 2011; Bravo *et al.*, 2014) y consumir la mayoría de la biomasa aérea de los árboles adultos (Tálamó & Caziani, 2003). No obstante, el rebrote basal ha sido reportado como estrategia de supervivencia para especies como *S. lorentzii* y *A. quebracho-blanco* (Herrero *et al.*, 2016). Por lo tanto, es importante remarcar que en las parcelas que se transformaron en arbustal, la mayoría de los individuos adultos que fueron consumidos por las llamas podrían haber sobrevivido y rebrotado.

La probabilidad que poseen las áreas de bosque de permanecer con una estructura similar después del incendio depende principalmente del daño causado por las llamas en el follaje, las yemas y el cambium vascular (Agee, 1993; Balfour & Midgley, 2006), como así también de la capacidad de los árboles adultos que forman el dosel de generar rebrotes epicórmicos y recuperar su biomasa aérea (Clarke *et al.*, 2013). La evidencia actual indica que en el bosque chaqueño rebrotan solamente los tallos aéreos que sufren bajo nivel de daño durante el incendio (Bravo *et al.*, 2014; Herrero *et al.*, 2016). Esto sugiere que en las parcelas de bosque que conservaron una estructura similar después del incendio, el escape al daño generado por las llamas sería el principal mecanismo que actuó. Nuestros resultados son consistentes con esta idea ya que la severidad tuvo un patrón de comportamiento similar al poder radiativo y al área quemada, los cuales son buenos estimadores de la intensidad del incendio y del total de la biomasa consumida (Tálamó & Caziani, 2003; Ichoku & Kaufman, 2005; Giglio, 2010).

Además se observó que las parcelas de bosque con mayor duración de la estación de crecimiento tuvieron características que incrementaron la probabilidad de los árboles de escaparse del daño generado por las llamas. Este resultado puede ser explicado a través del

estado sucesional y de la composición del dosel del bosque. En el Chaco seco argentino los bosques primarios están compuestos principalmente por especies como *A. quebracho-blanco* y *S. lorentzii*, los cuales son perennes y semidecíduos respectivamente (Torrella *et al.*, 2011; Demaio *et al.*, 2015). Dichas especies poseen características como una corteza gruesa y elevada densidad de madera (Bravo *et al.*, 2001, 2014). Mientras que los bosques secundarios están compuestos por especies deciduas como *P. nigra*, *P. alba*. A pesar de que las especies de *Prosopis* poseen características que le confieren cierta resistencia a los incendios los resultados reportados por Bravo *et al.*, (2008) sugieren que poseen una baja tasa de supervivencia a incendios de elevada intensidad; además estas especies poseen una mayor densidad de copa lo que incrementa la inflamabilidad del dosel del bosque. A su vez, Tiedemann, (2011) detectó que los bosques primarios tienen una duración de la estación de crecimiento entre 5 a 13 días más larga que los bosques compuestos por una mezcla de especies típicas de bosques primarios y secundarios. Basado en esta evidencia se puede postular que las parcelas quemadas que permanecieron como bosque y tenían una mayor duración de la estación de crecimiento, podrían haber estado compuestas por una mayor proporción de individuos de *A. quebracho-blanco* y *S. lorentzii*, mientras que las parcelas que se transformaron en arbustal y tenían una menor duración de la estación de crecimiento podrían haber estado compuestas por una mayor proporción de individuos de *P. nigra* y *P. alba*. Las ideas desarrolladas por Gasparri & Baldi, (2013) respaldan nuestros resultados, en dicho trabajo los autores postulan que el cambio de especies perennes y semidecíduas por especies caducifolias es la primera etapa de degradación productiva del bosque en el Chaco seco. Este tipo de situaciones se producen debido a la degradación del sistema como consecuencia de la extracción de quebrachos para la producción de carbón y madera sin realizar un manejo compatible con la regeneración del bosque (Morello & Rodríguez, 2009). Sin embargo, se necesitan nuevas investigaciones para comprender el efecto del estado sucesional sobre la resistencia estructural del bosque chaqueño frente a los incendios.

5.4.2 Resiliencia funcional

Las diferencias medidas entre las parcelas quemadas y control indican que cada atributo funcional posee patrón de recuperación que difiere de los demás. La estacionalidad

fotosintética fue el parámetro que presentó menor grado de recuperación post-incendio con respecto a las parcelas control. Esto se debe a que la estacionalidad fotosintética es una combinación lineal del nivel máximo de actividad fotosintética, el nivel mínimo y el NDVI-I (Pettorelli *et al.*, 2005). Esto implica que la capacidad de la vegetación de recuperar valores de estacionalidad fotosintética similares a las que existían antes del incendio, depende de que todos los demás atributos funcionales recuperen valores similares a los que existían antes del incendio. Los resultados indican que el bajo nivel de recuperación de la estacionalidad fotosintética de las parcelas quemadas con respecto a las parcelas control se debe principalmente a que el nivel mínimo de actividad fotosintética aún presenta bajos niveles de recuperación. Por lo tanto, el incremento del comportamiento estacional de los bosques quemados sería consecuencia de que la actividad fotosintética de la vegetación post-incendio en los bosques es más sensible al efecto que tienen las heladas y la sequía. Similares resultados fueron reportados en bosques de coníferas por Van Leeuwen, (2008), quien observó que el nivel máximo de actividad fotosintética y la duración de la estación de crecimiento presentaban las tasas de recuperación más elevadas, mientras que el nivel mínimo presentaba las tasas de recuperación más bajas. Estos resultados indican que las parcelas quemadas pueden haber sido recolonizadas por especies sensibles a la sequía y a las heladas, como las plantas anuales o deciduas. En este sentido, la bibliografía de la región indica que después de un incendio de copa, el bosque chaqueño es invadido por especies de pastos como *T. crinita*, *T. pluvisflora* y *S. argentina* (Kunst, 2011). En estas especies el proceso de senescencia comienza en julio y continúa hasta octubre, momento en el cual el 90 % de los tallos y hojas están secas (Blanco *et al.*, 2003; Martin *et al.*, 2014). Por lo tanto, en áreas en las cuales dichas especies representan una proporción elevada de la productividad primaria neta, el nivel mínimo de actividad fotosintética debería ser menor que en áreas de bosque sin dichas especies de pastos.

La transformación de bosque en arbustal produce la liberación de recursos, como por ejemplo luz, espacio y nutrientes (Goodwin & Sheley, 2001; Cavallero *et al.*, 2015) los cuales pueden ser aprovechados por las especies oportunistas que sobreviven al incendio, como por ejemplo las *r* estrategias (Bataineh *et al.*, 2006). La liberación de espacio y el incremento en la cantidad de luz incidente que llega al nivel del suelo es mayor en las parcelas que se transformaron en arbustal que en las que permanecen como bosque. En

consecuencia, es lógico esperar una mayor proporción de cobertura de pastos en las parcelas que se transformaron en arbustal que en las que permanecieron como bosque. Sin embargo los atributos funcionales post-incendio no reflejan este patrón sucesional, ya que el nivel mínimo y la estacionalidad fotosintética son iguales en las parcelas que permanecieron como bosque y las que se transformaron en arbustal. Por lo tanto, las diferencias de cobertura arbórea entre las parcelas que permanecen como bosque y las que cambiaron a arbustal, aparentemente no serían tan grandes como para generar diferencias en el proceso de recolonización del sotobosque por pasturas. Por lo tanto, en las parcelas que permanecieron como bosque se habría generado una apertura post-incendio del dosel. Los resultados reportados para la región chaqueña por Diaz, (2003) respaldan esta interpretación, ya que los autores encontraron que variaciones de entre 12 y 40 % en la apertura del dosel no tuvieron efectos significativos en la cantidad de biomasa de pasturas presente en el sotobosque de parcelas experimentales.

Tal como se esperaba la severidad tuvo un efecto negativo sobre la capacidad de recuperación de la productividad post-incendio de la vegetación, lo cual está relacionado al mayor consumo de la biomasa en incendios más severos (Key, 2006). Similares resultados han sido reportados en ecosistemas mediterráneos para especies rebrotadoras por Moreno & Oechel, (1989) quienes reportan una mayor mortandad de plantas y una menor capacidad de rebrote en incendios de mayor intensidad. A su vez los resultados aquí observados contrastan con los patrones observados para especies reclutadoras en las cuales se observa una relación positiva entre la recuperación de la vegetación y la severidad de incendio (Malak & Pausas, 2006; Casady *et al.*, 2010), lo cual está relacionado a que el éxito de las mismas depende del nivel post-incendio de recursos liberados (Clarke *et al.*, 2013). Por lo tanto los resultados obtenidos respaldan la suposición de que los patrones observados se deben a un proceso de rebrote.

Con respecto a la hipótesis planteada en este capítulo, se confirmó que una elevada severidad del incendio aumenta la importancia relativa de los efectos de la productividad pre-incendio sobre la resiliencia. La falta de efecto de la productividad pre-incendio en parcelas con severidad moderada se debería a que en dichas parcelas se necesitaría reponer una menor cantidad de biomasa; en estas circunstancias perderían importancia relativa los

factores limitantes de la productividad que actuaban antes del incendio y que podrían estar presentes luego del mismo, como por ejemplo la disponibilidad de nutrientes o la presencia de disturbios como la carga ganadera (Gasparri & Baldi, 2013). En cambio se produciría la situación opuesta en parcelas con elevada severidad de incendio y consumo de biomasa, en la cuales predominaría el rebrote basal y el uso extenso de carbohidratos de reserva (Clarke *et al.*, 2013). Los primeros brotes luego del incendio dependen de las reservas de la planta y algunos autores plantean que su disponibilidad no restringe la capacidad de rebrote (Knox & Clarke, 2011; Clarke *et al.*, 2013). No obstante en este estudio se abarca un periodo post-incendio de ocho años, por lo que aquí no se observa solamente el proceso de rebrote inicial, sino también el proceso de sucesión, el restablecimiento de la biomasa consumida y la reposición de las reservas. En esta clase de circunstancias tan exigentes se tornarían importantes los factores que limitan la productividad de la vegetación.

En cambio dicha hipótesis no se pudo corroborar para la disponibilidad hídrica post-incendio, debido a que en el presente trabajo no se detectó que las precipitaciones post-incendio tuvieran efecto sobre el proceso de recuperación. Generalmente, en ambientes semiáridos con un gran déficit hídrico, la productividad primaria neta está estrechamente relacionada a la disponibilidad hídrica (Fabricante *et al.*, 2009). Por lo tanto, no solo se esperaba un efecto significativo de las precipitaciones en el proceso de recuperación post-incendio, sino que también se esperaba una interacción significativa entre esta con la severidad. No obstante los resultados obtenidos se ven respaldados por el trabajo realizado por Gasparri & Baldi, (2013) para la región oeste del chaco argentino, en dicho trabajo detectaron una débil relación entre la disponibilidad hídrica y la productividad primaria neta medida a través del sensor MODIS. Según los autores esto podría deberse a que el efecto de las condiciones de micro-hábitat serían lo suficientemente fuertes como para ocultar la relación entre la productividad primaria neta y la disponibilidad hídrica. Sin embargo, esta situación también podría deberse a que las especies rebrotadoras poseen un gran desarrollo de las raíces, como señala Andrade de Castro & Kauffman, (1998) para especies del Cerrado brasileiro. Esto les permitiría tener acceso a los recursos hídricos subterráneos, gracias a lo cual el proceso de rebrote es menos afectado por las condiciones de stress hídrico (Pausas *et al.*, 2016).

Sorpresivamente, la severidad también determinó el efecto que posee la estacionalidad fotosintética pre-incendio sobre la recuperación de la productividad. Esta interacción puede estar determinada por la arquitectura y la fenología de las plantas dominantes del dosel arbóreo, ya que las especies caducifolias con mayor estacionalidad fotosintética como los *Prosopis* spp. no solo poseen menor contenido hídrico en la copa durante la estación de invierno, sino que además poseen una mayor densidad de copa que las especies perennes como el *A. quebracho-blanco* (Jaureguiberry, 2012). En condiciones de baja intensidad de fuego, estas diferencias estructura y fenología podrían ser factores importantes para determinar el nivel de biomasa consumida. La cuales perderían importancia ante eventos de fuego de alta intensidad. En base a esta idea se realizó un análisis de correlación entre la severidad y la estacionalidad fotosintética pre-incendio separando las parcelas con severidad moderada y elevada. Los resultados respaldan nuestra suposición, ya que en parcelas con severidad moderada hay una correlación positiva entre la estacionalidad fotosintética y la severidad ($r^2=0,51$ $P< 0,0001$), mientras que en parcelas con severidad elevada no es significativa ($r^2=-0,06$ $P< 0,7700$).

En conclusión, los resultados observados en este capítulo sugieren que los cambios en las especies dominantes y la reducción del nivel de productividad del bosque poseen efectos negativos importantes en la resistencia estructural y en la resiliencia funcional del sistema. La pérdida de resistencia estructural del bosque implica que en años de incendios con elevada intensidad, se incrementa la probabilidad de que el bosque pase a otro estado sucesional como el arbustal. Teniendo en cuenta los resultados del capítulo dos, en los cuales se muestra que el arbustal es más inflamable que el bosque, la pérdida de resistencia estructural podría generar un incremento futuro en la inflamabilidad del paisaje. En este contexto cobran relevancia las ideas provenientes desde los ámbitos forestales y agrícolas, en los cuales diversos autores postulan que actualmente en el Chaco seco argentino existen extensas regiones de bosque secundario en un avanzado estado de degradación productiva (Adamoli *et al.*, 1990; Karlin *et al.*, 2013; Gimenez & Moglia, 2017). Además plantean que el sobrepastoreo y malas prácticas forestales han reducido la capacidad de regeneración del bosque, lo que ha generado que muchas zonas de bosque estén dominadas por árboles senescentes y en mal estado fitosanitario (Brassiolo & Grulke, 2015). Este proceso de pérdida de productividad, no solo afectaría la resistencia estructural del bosque, sino que

afectaría negativamente la resiliencia de la productividad luego de incendios de elevada severidad.

CAPÍTULO 6

DISCUSIÓN GENERAL

Los resultados muestran que existen marcadas diferencias de inflamabilidad entre las coberturas vegetales, en especial entre el bosque y las demás coberturas. Los datos de frecuencia obtenidos para el bosque de la región árida indican que ocurre un incendio cada 278 años, mientras que en la región semiárida es de un incendio cada 98 años. Estos datos son consistentes con estrategia de rebrote de las especies del bosque del Chaco seco, ya que en ambientes con fuerte déficit hídrico se necesitan periodos de retorno prolongados, por un lado para que el bosque vuelva a regenerar individuos adultos y por otro lado para disminuir el banco de semillas disponibles (Pausas & Keeley, 2014). Además, estas frecuencias son compatibles con las reportadas por Fletcher *et al.*, (2014) de entre 70 a 400 años como óptimas para la supervivencia de bosques esclerófilos de *Eucalyptus* spp. en Australia, en los cuales el proceso de rebrote es la principal estrategia frente al fuego. A su vez son notablemente superiores a las frecuencia de un incendio cada 22 años reportado por Malak & Pausas, (2006) para bosques de *Pinus halepensis* Mill. en ecosistemas mediterráneos de España propensos a los incendios forestales; donde los bosques están dominados por especies reclutadoras de rápido crecimiento que alcanzan la madurez reproductiva de los 6 a 10 años. Por lo tanto, esto sugiere que si el proceso de sucesión no se ve interrumpido por nuevos disturbios, en las parcelas que permanecen como bosque después del incendio, los arboles tendrían tiempo de regenerar el bosque antes del siguiente incendio.

No obstante se observan grandes diferencias entre las frecuencias reportadas para el pastizal semiárido (1 incendio cada 31 años) y el pastizal árido (1 incendio cada 78 años) con las frecuencia de entre 3 y 4 años reportados para pastizales de *E. muticus* en la provincia de Santiago del Estero (Bravo *et al.*, 2010). Estas diferencias podrían estar dadas por las diferencias de resolución en los métodos utilizados. En el trabajo realizado por Bravo *et al.*, (2010) se estudiaron las marcas de fuego en arboles ubicados en el ecotono entre bosque y pastizal pertenecientes al campo experimental del INTA. En cambio en este trabajo se abarcaron todos los pastizales detectados por los mapas de vegetación, por lo

cual no solo se midieron pastizales pirógenos de *E. muticus*, sino que se abarcaron zonas con suelos salinos con escaso desarrollo de la vegetación, pastizales de áreas inundables, los cuales según Bucher, (1982) pueden pasar periodos muy prolongados sin quemarse. Además, en los mapas de vegetación también se clasifican como pastizales zonas de ganadería intensiva en los cuales hay escasa disponibilidad de combustible para que ocurran incendios. No obstante es necesario aclarar que el mapa de área quemada MODIS subestima los incendios de pastizales, lo cual podría estar influyendo en la baja frecuencia observada.

Tal como se esperaba el bosque fue la cobertura menos inflamable en el Chaco seco, lo cual está relacionado a las características estructurales y funcionales del bosque que determinan su baja inflamabilidad; además también se observó que el nivel de biomasa de los años previos al incendio no propició la ocurrencia de incendios. Por el contrario los resultados indican que en el bosque la ocurrencia de incendios estuvo determinada por el nivel de humedad, lo cual se debería a la baja ignitabilidad de los combustibles gruesos. Como consecuencia de esto, el bosque en la región árida si estaría funcionando como una barrera para la propagación de incendio, ya que la caída en la ocurrencia de incendios para niveles de cobertura de bosque superior al 40 % concuerda con los resultados obtenidos en modelos de simulación para la propagación de incendios en paisajes con elementos que permiten propagar el fuego y elementos que los impiden (Turner *et al.*, 1989; Abades *et al.*, 2014). Sin embargo, esto no sucedería en la región semiárida ya que la ocurrencia de incendios se mantuvo elevada hasta niveles de cobertura de bosque del 80 %. Este patrón implica que en la región semiárida del Chaco seco argentino existe una elevada capacidad de propagación del fuego a través del paisaje.

Como se mencionó anteriormente las áreas con cobertura de bosque intermedia se hallan en zonas donde se ha reportado una elevada tasa de desmonte y una elevada conectividad de las unidades productivas (Volante & Paruelo, 2015). Este patrón cobra relevancia teniendo en cuenta que nuestros resultados muestran que el patrón de distribución espacial de incendios se halla determinado principalmente por los factores bottom-up. Por lo tanto para regular los incendios en regiones con cobertura de bosque intermedia sería necesario diseñar herramientas de conservación y políticas de planificación

regional diseñadas a nivel de organismos estatales. Una de estas herramientas es la Ley de Presupuestos Mínimos de Protección Ambiental de los Bosques Nativos 26.331 aprobada en el año 2007, cuyo objetivo es la conservación y el uso sustentable del bosque nativo. Sin embargo, debido a que cada provincia lo implementa siguiendo criterios dispares, según los datos mostrados por Piquer-Rodríguez *et al.*, (2015) la implementación de la ley no ha tenido éxito para frenar la deforestación, en especial en la región semiárida en donde la mayoría de la superficie aparece como autorizada para el desmonte, salvo en la provincia de Formosa (Piquer-Rodríguez *et al.*, 2015). Por lo tanto para disminuir la incidencia futura de incendios en la región semiárida sería necesario incrementar la cantidad de áreas de uso sustentable y protegidas, en las cuales no está permitido el desmonte.

Los resultados obtenidos sobre la inflamabilidad del arbustal confirman parcialmente la hipótesis planteada, ya que si bien el arbustal es más inflamable que el bosque en la región semiárida posee el mismo nivel de inflamabilidad que el pastizal y el cultivo. Los resultados sugieren que la elevada inflamabilidad del arbustal semiárido estaría determinada por el estrato herbáceo con pastizal asociado al arbustal. Esto significa que la transformación del bosque en arbustal luego del incendio implica que una vez que se recupera la biomasa del sistema, la vegetación pasa a un estado sucesional de mayor inflamabilidad. Esto genera un incremento en la probabilidad de ocurrencia de incendios (Palma *et al.*, 2007; Acuna *et al.*, 2010) y disminuye la chance de que el bosque se regenere (Adamoli *et al.*, 1990; López *et al.*, 2011). Esta clase de respuesta también ha sido documentada para la transformación del bosque de *Nothofagus pumilio* (Poepp. & Endl.) Kraser en arbustal de *Nothofagus antartica* (G. Forst) Oerst. (Mermoz *et al.*, 2005) y la transformación del bosque templado de california en arbustal esclerófilo (Odion *et al.*, 2010), en el cual se ha detectado que la inflamabilidad de la vegetación puede llegar a disminuir varias décadas después del incendio. Las marcadas diferencias de inflamabilidad entre el arbustal árido y semiárido representan diferencias en la posibilidad que posee el bosque de recuperarse luego de un incendio de copa. En base a la frecuencia de incendios cada 100 años que se obtuvo, se estima que en el arbustal árido se genere 1 incendio cada 131 años, mientras que en el arbustal semiárido se espera 1 incendio cada 38 años. Amplitudes de valores aún superiores a estos se reportan por Keeley *et al.*, (1999), según los autores en los distintos tipos de arbustal esclerófilo de California la frecuencia de

incendio es de un incendio cada 29 a 225 años. La frecuencia de fuego observada en la región semiárida a pesar de ser elevada, podría llegar a permitir el restablecimiento del dosel del bosque luego un incendio de copa. Esto se debe a que las tasas de crecimiento de diámetro de especies como el *A. quebracho-blanco* y *S. lorentzii* *P. nigra* y *Z. mistol* poseen un crecimiento de diámetro a la altura del pecho entre 0, 2 y 0,7 cm/año con un promedio de 0,3 cm (Araujo *et al.*, 2007). Si bien estos valores de crecimiento no son completamente aplicables al proceso de crecimiento por rebrote post-fuego y pueden presentar variaciones en función del déficit hídrico; sugieren que en la región semiárida los árboles rebrotados podrían alcanzar diámetros a la altura de pecho cercanos a los 11 cm, mientras que en la región árida alcanzarían diámetros cercanos a los 40 cm. Aunque es necesario remarcar que si bien individuos con 11 cm de diámetro ya superaron la etapa de renoval (Karlin *et al.*, 2013; Brassiolo & Grulke, 2015), y especies como *S. lorentzii* y *A. quebracho-blanco* ya desarrollan una corteza cercana a su máximo es (Bravo *et al.*, 2014) y además poseen una gran capacidad de rebrote post-incendio, aún están lejos de las clases diamétricas superiores que puede alcanzar el bosque (40 cm según Brassiolo & Grulke, (2015)). No obstante, si tenemos en cuenta los datos reportados por (Tálamó & Caziani, 2003) el panorama es muy diferente. En dicho trabajo los autores reportan que luego de un incendio de elevada intensidad que consumió completamente a todos los individuos, 10 años después del incendio se habría regenerado solamente un 2 % del total de la superficie de fustes leñosos por hectárea. Por lo tanto, es necesario realizar estudios que abarquen extensos periodos para comprender la recuperación del bosque. Nuestros resultados sugieren que el desarrollo del dosel del bosque disminuiría la inflamabilidad de la cobertura, lo que a su vez incrementaría las probabilidades de regenerar el bosque luego de un incendio de copa. Por lo tanto comprender el cambio de la inflamabilidad del arbustal a través del tiempo es un aspecto clave a investigar en el Chaco seco argentino, ya que el periodo de retorno del fuego juega un papel importante sobre la probabilidad de que el proceso de sucesión llegue al estado de bosque. Aunque es necesario remarcar que para que el bosque puede regenerarse después del incendio es necesario tener un control de las cargas ganadera, ya que según Araujo *et al.*, (2007) para que un renoval en buenas condiciones alcance una altura mayor a dos metros y pueda escapar del ramoneo, se necesitan entre 7 a 11 años.

Los factores que disminuyen la resistencia del bosque ante el fuego, pueden generar un

incremento futuro de la inflamabilidad del paisaje, ya que al disminuir la resistencia se incrementa la probabilidad de que el bosque pase a un estado sucesional de arbustal. Nuestros resultados sugieren que el reemplazo de especies perennes como *A. quebracho-blanco* y *S. lorentzii* por especies caducifolias puede reducir la resistencia del bosque. Lo cual puede estar asociado a factores que incrementan la inflamabilidad como el menor contenido hídrico de la copa durante la estación de incendios y a la mayor densidad de copa de las especies caducifolias (Jaureguiberry, 2012). En este contexto cobra relevancia la extracción de quebrachos para producir madera que se produce en las provincia de Santiago del Estero, Chaco y Formosa, ya que diversos autores plantean que se genera un recambio de especies en el dosel del bosque, el cual pasa a estar dominado por diferentes especies de *Prosopis* (Morello & Rodríguez, 2009; Gasparri & Baldi, 2013; Brassiolo & Grulke, 2015). A su vez nuestros resultados sugieren que el manejo silvopastoril responsable a pesar de ser una estrategia que permite mantener parte de la estructura y funciones del bosque, podría estar incrementando la inflamabilidad del sistema. Un incremento de este tipo puede llegar a aumentar la cantidad de bosques quemados que se transforman en arbustal luego del incendio. Además, también cobra relevancia el estado productivo del bosque, ya que como se pudo observar esta se torna importante en la resiliencia post-incendio de la productividad, luego de incendio de severidad elevada. En este contexto cobran relevancia las ideas provenientes desde los ámbitos forestales y agrícolas, ya que diversos autores postulan que actualmente en el Chaco seco argentino existen extensas regiones de bosque secundario en un avanzado estado de degradación productiva (Adamoli *et al.*, 1990; Karlin *et al.*, 2013; Gimenez & Moglia, 2017) lo cual podría afectar la recuperación de la biomasa luego del incendio.

Una cuestión muy importante para comprender el proceso post-incendio de recuperación de la productividad y por lo tanto de la biomasa consumida es la variación de la eficiencia del uso de la radiación fotosintéticamente activa. Ya que si bien el NDVI estima la fracción de luz que es captada y destinada a la fotosíntesis, la generación de la biomasa también está relacionada al grado de eficiencia del proceso fotosintético (Paruelo *et al.*, 1999). Actualmente se sabe que el estrés hídrico genera una disminución en la eficiencia de la fotosíntesis (Gholz *et al.*, 1997), por lo tanto las diferencias de NDVI-I medidas entre las parcelas que permanecieron como bosque y las que se transformaron en

arbustal podrían estar subestimando las diferencias de productividad. Esto se debe a que en parcelas que se transformaron en arbustal tienen menos protección contra la desecación. A conocimiento del autor, no hay datos sobre el nivel de eficiencia fotosintética del bosque chaqueño, ni como varía ante las condiciones climáticas, ni a lo largo del año. Por lo tanto sería importante realizar estudios a campo para estimar la eficiencia fotosintética del bosque chaqueño para poder realizar modelos completos de los efectos del fuego sobre la productividad y la recuperación post-incendio de la biomasa.

Los resultados de la presente tesis representan un avance en la comprensión de los factores que determinan la distribución del patrón espacial de incendios del Chaco seco argentino. El análisis de los patrones de incendios desde la óptica de la percolación y propagación de incendios, junto con la inflamabilidad a nivel de paisaje, los aspectos funcionales, y los factores top-down y bottom-up otorgan un punto de vista novedoso para la región. Estos resultados permiten vislumbrar que las actuales pautas de manejo productivo de la región chaqueña podrían generar drásticas alteraciones en la inflamabilidad de la región. Además, permiten sentar las bases para la realización de modelos predictivos que permitan comprender el efecto que tendrán los futuros cambios tanto climáticos como de uso de suelo que se sucederán en la región chaqueña. A su vez, el desarrollo del modelo estadístico para la selección de sitios control permitió realizar un estudio en profundidad de los procesos de recuperación post-incendio del bosque desde la teoría de la resistencia y la resiliencia. Este enfoque particular permitió comprender la importancia relativa tanto del incendio y sus características complejas, como del estado en que se hallan los bosques al momento de quemarse. Por último, los resultados obtenidos señalan futuras líneas de investigación que deben ser tenidas en cuenta para comprender los diversos factores que afectan al complejo proceso de recuperación post-incendio de los bosques chaqueños.

BIBLIOGRAFÍA

- Abades S. R., Gaxiola A. & Marquet P. A. (2014) Fire, percolation thresholds and the savanna forest transition: a neutral model approach. *J. Ecol.* **102**, 1386–1393.
- Accatino F. & De Michele C. (2013) Humid savanna–forest dynamics: A matrix model with vegetation–fire interactions and seasonality. *Ecol. Model.* **320**, 135–144.
- Acuna M. A., Palma C. D., Cui W., Martell D. L. & Weintraub A. (2010) Integrated spatial fire and forest management planning. *Can. J. For. Res.* **40**, 2370–2383.
- Adamoli J., Sennhauser E., Acero J. M. & Rescia A. (1990) Stress and Disturbance: Vegetation Dynamics in the Dry Chaco Region of Argentina. *J. Biogeogr.* **17**, 491–500.
- Agee J. K. (1993) *Fire Ecology of Pacific Northwest Forests*. Island Press, Washington D.C., USA.
- Agee J. K., Clinton S. W., Nathan W. & Mark H. H. (2002) Foliar moisture content of Pacific Northwest vegetation and its relation to wildland fire behavior. *For. Ecol. Manag.* **167**, 67–66.
- Alcaraz-Segura D., Di Bella C. M. & Straschnoy J. V. (2014) *Earth Observation of Ecosystems Services*. CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- Alcaraz-Segura D., Paruelo J. & Cabello J. (2006) Identification of current ecosystem functional types in the Iberian Peninsula. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **15**, 200–212.
- Alcaraz-Segura D., Paruelo J. M., Oyonarte Gutiérrez C., Piquer Rodríguez M. & Cabello Piñar J. (2004) Tipos funcionales de ecosistemas de la Península Ibérica: implicaciones para el cambio global y la conservación de la biodiversidad. *Ecosistemas* **13**, 76–81.
- Alcaraz-Segura D., Paruelo J., Epstein H. & Cabello J. (2013) Environmental and Human Controls of Ecosystem Functional Diversity in Temperate South America. *Remote Sens.* **5**, 127–154.
- Aldersley A., Murray S. J. & Cornell S. E. (2011) Global and regional analysis of climate

Bibliografía

- and human drivers of wildfire. *Sci. Total Environ.* **409**, 3472–3481.
- Alvarez A., Gracia M., Vayreda J. & Retana J. (2012) Patterns of fuel types and crown fire potential in *Pinus halepensis* forests in the Western Mediterranean Basin. *For. Ecol. Manag.* **270**, 282-290.
- Anderson H. E. (1982) Aids to determining fuel models for estimating fire behavior. Forest Service, United States Department of Agriculture.
- Andrade de Castro E. & Kauffman J. B. (1998) Ecosystem Structure in the Brazilian Cerrado: A Vegetation gradient of aboveground Biomass, Root Mass and Consumption by Fire. *J. Trop. Ecol.* **14**, 263-283
- Arambarri M. A., Novoa M. C., Bayón N. D., Hernandez M. P., Colares M., & Monti C. (2011) Ecoanatomía foliar de árboles y arbustos de los distritos chaqueños occidental y serrano (Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* **46**, 251-270.
- Araujo P., Juárez de Galíndez M. & Iturre M. (2007) Crecimiento de las especies principales de un bosque en regeneración del Chaco Santiagueño. *Quebracho* **14**, 36–46.
- Araújo F. D. C., D. Y. P., Apgaua D. M. G., Coelho P. A., Pereira D. G. S. & Santos R. M. (2017) Post-fire plant regeneration across a closed forest-savanna vegetation transition. *Forest Ecology and Management* **400**, 77-84.
- Archibald S., Roy D. P., van Wilgen B. W. & Scholes R. J. (2009) What limits fire? An examination of drivers of burnt area in Southern Africa. *Glob. Change Biol.* **15**, 613–630.
- Archibald S., Staver A. C. & Levin S. A. (2012) Evolution of human-driven fire regimes in Africa. *Proc. Natl. Acad. Sci.* **109**, 847–852.
- Argañaraz J. P., Gavier Pizarro G., Zak M., Landi M. A. & Bellis L. M. (2015) Human and biophysical drivers of fires in Semiarid Chaco mountains of Central Argentina. *Sci. Total Environ.* **520**, 1-12.
- Argañaraz J. P., Landi M. A., Bravo S. J., Gavier-Pizarro G. I., Scavuzzo C. M. & Bellis L.

Bibliografía

- M. (2016) Estimation of Live Fuel Moisture Content From MODIS Images for Fire Danger Assessment in Southern Gran Chaco. *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.* **9**, 5339–5349.
- Argañaraz J. P., Pizarro G. G., Zak M. & Bellis L. M. (2015) Fire Regime, Climate, and Vegetation in the Sierras de Córdoba, Argentina. *Fire Ecol.* **11**, 55–73.
- Arino O., Bicheron P., Achard F., Latham J., Witt R., Weber J. L. (2008) GlobCover the most detailed portrait of Earth. *ESA Bulletin* **136**, 25-31.
- Atala D., Schneider C. & Rufini S. (2009) Mapa de Cobertura Forestal Nativa de la provincia de Córdoba 2008.
- Balfour D. A. & Midgley J. J. (2006) Fire induced stem death in an African acacia is not caused by canopy scorching. *Austral Ecol.* **31**, 892–896.
- Baret F., Guyot G. & Major D. (1989) Crop biomass evaluation using radiometric measurements. *Photogrammetria* **43**, 241-256.
- Baret F. & Guyot G. (1991) Potential and limits of vegetations indices for LAI and APAR assesment. *Remote Sens. Environ.* **35**, 161-173.
- Bastarrika A., Chuvieco E. & Martin M. P. (2011) Automatic Burned Land Mapping From MODIS Time Series Images: Assessment in Mediterranean Ecosystems. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **49**, 3401–3413.
- Bastow J. W. & Agnew A. D. Q. (1991) Positive-feedback Switches in Plant Communities. *Adv. Ecol. Res.* **23**, 263-336.
- Bataineh A. L., Oswald B. P., Bataineh M. M., Williams H. M. & Coble D. W. (2006) Changes in understory vegetation of a ponderosa pine forest in northern Arizona 30 years after a wildfire. *For. Ecol. Manag.* **235**, 283–294.
- Beisner B., Haydon D. & Cuddington K. (2003) Alternative stable states in ecology. *Front. Ecol. Environ.* **1**, 376-382.

Bibliografía

- Bell D. T. (2001) Ecological response syndromes in the flora of southwestern Western Australia: fire resprouters versus reseeder. *Bot. Rev.* **67**, 417–440.
- Bianchi L., Defossé G., Dentoni M., Kunst C., Ledesma R., Bravo S. *et al.* (2014) Dynamics of fuel moisture and its relation to the ecology and management of fire in the western Chaco region (Argentina) I: basic concepts. *RIA Rev. Investig. Agropecu.* **40**, 154–164.
- Bivand R. S., Pebesma E. J. & Gomez-Rubio V. (2008) *Applied Spatial Data Analysis with R*. Springer New York, USA.
- Blanco L. J., Silisque G. O. & Oriente E. L. (2003) Efecto de la severidad de defoliación invernal sobre la producción de forraje y semilla de *Trichloris crinita* Lag. *Rev. Arg. Prod. Anim.* **23**, 117,118.
- Bodini A. & Clerici N. (2016) Vegetation, herbivores and fires in savanna ecosystems: A network perspective. *Ecol. Complexity* **28**, 36-46.
- Boletta P. E., Ravelo A. C., Planchuelo A. M. & Grilli M. (2006) Assessing deforestation in the Argentine Chaco. *For. Ecol. Manag.* **228**, 108–114.
- Bond W. J. & Midgley J. J. (2001) Ecology of sprouting in woody plants: the persistence niche. *Trends Ecol. Evol.* **16**, 45-51.
- Bond W. & Keeley J. (2005) Fire as a global ‘herbivore’: the ecology and evolution of flammable ecosystems. *Trends Ecol. Evol.* **20**, 387–394.
- Boschetti L., Roy D. & Hoffmann A. A. (2009) MODIS Collection 5 Burned Area Product-MCD45. *User’s Guide*.
- Bowman D. M. J. S. (2000) *Australian rainforests: islands of green in a land of fire*. Cambridge University Press, Cambridge, UK ; New York, NY, USA.
- Bowman D. M. J., Jennifer K. B., Paulo A. (2009) Fire in the Earth system. *Science* **324**, 481–484.

Bibliografía

- Bradshaw S. D., Dixon K. W., Hopper S. D., Lambers H. & Turner S. R. (2011) Little evidence for fire-adapted plant traits in Mediterranean climate regions. *Trends Plant Sci.* **16**, 69–76.
- Bradstock R. A. (2010) A biogeographic model of fire regimes in Australia: current and future implications: A biogeographic model of fire in Australia. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **19**, 145–158.
- Brailovsky A. (1991) *Memoria Verde*. Editorial Sudamericana, Buenos Aires, Argentina.
- Brassiolo M. & Grulke M. (2015) *Manejo forestal de bosques nativos de la región chaqueña*. 1st edn. REDAF, Reconquista.
- Bravo S., Kunst C., Gimenez A. & Moglia G. (2001) Fire regime of a *Elionorus muticus* Spreng. savanna, western Chaco region, Argentina. *Int. J. Wildland Fire* **10**, 65–72.
- Bravo S., Kunst C. & Grau R. (2008) Suitability of the native woody species of the Chaco region, Argentina, for use in dendroecological studies of fire regimes. *Dendrochronologia* **26**, 43–52.
- Bravo S., Kunst C., Grau R. & Aráoz E. (2010) Fire–rainfall relationships in Argentine Chaco savannas. *J. Arid Environ.* **74**, 1319–1323.
- Bravo S., Kunst C., Leiva M. & Ledesma R. (2014) Response of hardwood tree regeneration to surface fires, western Chaco region, Argentina. *For. Ecol. Manag.* **326**, 36–45.
- Brockwell P. J. & Davis R. A. (2010) *Introduction to time series and forecasting*. 2 ed., Springer, New York, USA.
- Bucher E. H. (1982) Chaco and Caatinga - South American Arid Savannas, Woodlands and Thickets. In *Ecology of Tropical Savannas*. Huntley B. J. & Walker B. H. (eds). Springer-Verlag, Munich, Germany.
- Burkart R., Bárbaro N. O., Sanchez O. R. & Gomez D. A. (1999) *Eco Regiones de la Argentina*. Administración de Parque Nacionales.

Bibliografía

- Cabello J., Fernández N., Alcaraz-Segura D., Oyonarte C., Piñeiro G., Altesor A., Delibes M. & Paruelo J. M. (2012) The ecosystem functioning dimension in conservation: insights from remote sensing. *Biodivers. Conserv.* **21**, 3287–3305.
- Cabral A. C., De Miguel J. M., Rescia A. J., Schmitz M. F. & Pineda F. D. (2003) Shrub encroachment in Argentinean savannas. *J. Veg. Sci.* **14**, 145–152.
- Canadell J. & López-Soria L. (1998) Lignotuber reserves support regrowth following clipping of two Mediterranean shrubs. *Funct. Ecol.* **12**, 31–38.
- Cardona G. (2006) Problemas ambientales y socioeconómicos asociados a las actuales formas de uso de la tierra en un área de la Región Chaqueña (Argentina). *Rev. Ecosistemas* **15**, 158-170.
- Casady G. M., Van Leeuwen W. J. D. & Marsh S. E. (2010) Evaluating Post-wildfire Vegetation Regeneration as a Response to Multiple Environmental Determinants. *Environ. Model. Assess.* **15**, 295–307.
- Cavallero L., López D. R., Raffaele E. & Aizen M. A. (2015) Structural–functional approach to identify post-disturbance recovery indicators in forests from northwestern Patagonia: A tool to prevent state transitions. *Ecol. Indic.* **52**, 85-95.
- Cochrane M. A. & Schulze M. D. (1998) Forest fires in the Brazilian Amazon. *Conservation Biology* **12**, 948–950.
- Chen J., Saunders S. C., Crow T. R., Naiman R. J., Broszofsky K. D., Mroz G. D., Brookshire B. L., Franklin J. F. (1999) Microclimate in forest ecosystem and landscape ecology variations in local climate can be used to monitor and compare the effects of different management regimes. *BioScience* **49**, 288–297.
- Chen F., Weber K. T., Anderson J. & Gokhal B. (2011) Assessing the susceptibility of semiarid rangelands to wildfires using Terra MODIS and Landsat Thematic Mapper data. *Int. J. Wildland Fire* **20**, 690.
- Chiossone G. (2006) Sistemas productivos ganaderos NEA. X Seminario de Pastos y Forrajes. Maracaibo, Venezuela.

Bibliografía

- Churkina G. & Running S. W. (1998) Contrasting climatic controls on the estimated productivity of global terrestrial biomes. *Ecosystems* **1**, 206–215.
- Chuvieco E. (2002) *Teledetección ambiental*. 1 ed. Ariel S.A, Barcelona, España.
- Chuvieco, E., Giglio, L. & Justice, C. (2008) Global characterization of fire activity: toward defining fire regimes from Earth observation data. *Global Change Biology* **14**, 1488–1502.
- Chuvieco E., Aguado I., Yebra M. *et al.* (2010) Development of a framework for fire risk assessment using remote sensing and geographic information system technologies. *Ecol. Model.* **221**, 46–58.
- Chuvieco E., Cifuentes Y., Hantson S. & López A. A. (2012) Comparación entre focos de calor MODIS y perímetros de área quemada en incendios mediterráneos. *Rev. Teledetec.* **37**, 9-22.
- Cingolani A., Renison D., Zak M. R. & Cabido M. R. (2004) Mapping vegetation in a heterogeneous mountain rangeland using landsat data: an alternative method to define and classify land-cover units. *Remote Sens. Environ.* **92**, 84–97.
- Clark M. L., Aide T. M., Grau H. R. & Riner G. (2010) A scalable approach to mapping annual land cover at 250 m using MODIS time series data: A case study in the Dry Chaco ecoregion of South America. *Remote Sens. Environ.* **114**, 2816–2832.
- Clarke P. J., Lawes M. J., Midgley J. J. *et al.* (2013) Resprouting as a key functional trait: how buds, protection and resources drive persistence after fire. *New Phytol.* **197**, 19–35.
- Clarke P. J., Knox K. J. E., Bradstock R. A., Munoz-Robles C. & Kumar L. (2014) Vegetation, terrain and fire history shape the impact of extreme weather on fire severity and ecosystem response. *J. Veg. Sci.* **25**, 1033–1044.
- Cruz M. G., Alexander M. E. & Wakimoto R. H. (2004) Modeling the likelihood of crown fire occurrence in conifer forest stands. *For. Sci.* **50**, 640–658.
- Cuadras C. M. (1989) Distancias estadísticas. *Estad. Esp.* **119**, 295-378.

Bibliografía

- De'Ath G. (2007) Boosted trees for ecological modeling and prediction. *Ecology* **88**, 243–251.
- Del Tredici P. (2001) Sprouting in temperate trees: a morphological and ecological review. *Bot. Rev.* **67**, 121–140.
- DellaSala D. A. & Hanson C. T. (2015) The ecological importance of mixed-severity fires: nature's phoenix. 1 ed. Elsevier, Amsterdam, Holanda.
- Demaio P., Ulf O. K. & Medina M. (2015) Árboles nativos de Argentina, Tomo 1: centro y cuyo. Ecoval, Córdoba, Argentina.
- Di Bella C. M., Jobbagy E. G., Paruelo J. M. & Pinnock S. (2006) Continental fire density patterns in South America. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **15**, 192–199.
- Di Bella C. M., Fischer M. A. & Jobbágy E. G. (2011) Fire patterns in north-eastern Argentina: influences of climate and land use/cover. *Int. J. Remote Sens.* **32**, 4961–4971.
- Di Mauro B., Fava F., Busetto L., Crosta G. F. & Colombo R. (2014) Post-fire resilience in the Alpine region estimated from MODIS satellite multispectral data. *Int. J. Appl. Earth Obs. Geoinformation* **32**, 163–172.
- Díaz R. O. (2003) Efectos de diferentes niveles de cobertura arbórea sobre la producción acumulada, digestibilidad y composición botánica del pastizal natural del Chaco Árido (Argentina). *Agriscientia* **20**, 61–68.
- Díaz-Delgado R., Lloret F., Pons X. & Terradas J. (2002) Satellite Evidence of Decreasing Resilience in Mediterranean Plant Communities after Recurrent Wildfires. *Ecology* **83**, 2293–2303.
- Dormann C. F., McPherson J. M., Araújo M. B. *et al.* (2007) Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* **30**, 609–628.
- Efron B. (1979) Bootstrap Methods: Another Look at the Jackknife. *Ann. Stat.* **7**, 1–26.

Bibliografia

- Efron B. & Tibshirani R. (1986) Bootstrap methods for standard errors, confidence intervals, and other measures of statistical accuracy. *Stat. Sci.* **1**, 54-75.
- Eklundh L. & Jönsson P. (2012) TIMESAT 3.1 software manual. *Lund Univ. Swed.*
- Elith J., Leathwick J. R. & Hastie T. (2008) A working guide to boosted regression trees. *J. Anim. Ecol.* **77**, 802–813.
- Eva H. D. & Europäische Kommission eds (2002) *Vegetation map of South America*. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, Luxembourg.
- Evans M. R. (2012) Modelling ecological systems in a changing world. *Philos. Trans. R. Soc. B Biol. Sci.* **367**, 181–190.
- Fabricante I., Oesterheld M. & Paruelo J. M. (2009) Annual and seasonal variation of NDVI explained by current and previous precipitation across Northern Patagonia. *J. Arid Environ.* **73**, 745–753.
- Falk D. A., Miller C., McKenzie D. & Black A. E. (2007) Cross-Scale Analysis of Fire Regimes. *Ecosystems* **10**, 809–823.
- Favier C. (2004) Percolation model of fire dynamic. *Phys. Lett. A* **330**, 396–401.
- Fernandes P. M. (2013) Fire-smart management of forest landscapes in the Mediterranean basin under global change. *Landsc. Urban Plan.* **110**, 175-182
- Fischer M. A., Di Bella C. M. & Jobbágy E. G. (2015) Influence of fuel conditions on the occurrence, propagation and duration of wildland fires: A regional approach. *J. Arid Environ.* **120**, 63-71.
- Flannigan M., Stocks B., Turetsky M. & Wotton M. (2009) Impacts of climate change on fire activity and fire management in the circumboreal forest. *Glob. Change Biol.* **15**, 549–560.
- Flannigan M., Cantin A. S., de Groot W. J., Wotton M., Newbery A. & Gowman L. M. (2013) Global wildland fire season severity in the 21st century. *For. Ecol. Manag.* **294**,

54-61.

- Fletcher M.-S., Wood S. W. & Haberle S. G. (2014a) A fire-driven shift from forest to non-forest: evidence for alternative stable states? *Ecology* **95**, 2504–2513.
- Flores C. E., Cingolani A. M., Von Müller A., Barri R. F. (2012). Habitat selection by reintroduced guanacos (*Lama guanicoe*) in a heterogeneous mountain rangeland of central Argentina. *The Rangeland Journal* **34**, 439-445.
- Folke C., Carpenter S., Walker B. *et al.* (2004) Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* **35**, 557–581.
- Fortin M.-J. & Dale M. R. T. (2005) *Spatial Analysis. A Guide for Ecologists*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Franzini L. & Harvey A. C. (1983) Testing for deterministic trend and seasonal components in time series models. *Biometrika* **70**, 673–682.
- Gao X., Huete A. R., Ni W. & Miura T. (2000) Optical–biophysical relationships of vegetation spectra without background contamination. *Remote Sens. Environ.* **74**, 609–620.
- Gasparri N. I., Parmuchi M. G., Bono J., Karszenbaum H. & Montenegro C. L. (2010) Assessing multi-temporal Landsat 7 ETM+ images for estimating above-ground biomass in subtropical dry forests of Argentina. *J. Arid Environ.* **74**, 1262–1270.
- Gasparri N. I. & Baldi G. (2013) Regional patterns and controls of biomass in semiarid woodlands: lessons from the Northern Argentina Dry Chaco. *Reg. Environ. Change* **13**, 1131–1144.
- Gedalof Z., Peterson D. L. & Mantua N. J. (2005) Atmospheric, climatic, and ecological controls on extreme wildfire years in the northwestern United States. *Ecol. Appl.* **15**, 154–174.
- Ghermandi L., Beletsky N. A., de Torres Curth M. I. & Oddi F. J. (2016) From leaves to landscape: A multiscale approach to assess fire hazard in wildland-urban interface areas.

- J. Environ. Manage.* **183**, 925-937.
- Giglio L. (2010) MODIS collection 5 active fire product user's guide version 2.4.
- Gill A. M. & Zylstra P. (2005) Flammability of Australian forests. *Aust. For.* **68**, 87–93.
- Gimenez A. M. & Moglia J. G. (2017) Los bosques actuales del Chaco semiárido. Universidad Nacional de Santiago del Estero, Santiago del Estero.
- Giraudoux P. (2017) Package 'pgirmess'. [online]. Available from: <http://202.90.158.4/pub/pub/R/web/packages/pgirmess/pgirmess.pdf>.
- Gitas I., Polychronaki A., Mitri G. & Veraverbeke S. (2012) Advances in Remote Sensing of Post-Fire Vegetation Recovery Monitoring-A review. In Remote Sensing of Biomass - Principles and Applications. Fatoyinbo L. ed. INTECH Open Access Publisher.
- Goodwin K. M. & Sheley R. L. (2001) What to do when fires fuel weeds. *Rangel. Arch.* **23**, 15–21.
- Gordijn P. J., Rice E. & Ward D. (2012) The effects of fire on woody plant encroachment are exacerbated by succession of trees of decreased palatability. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* **14**, 411–422.
- Gosper C. R., Yates C. J., Prober S. M. & Parsons B. C. (2012) Contrasting changes in vegetation structure and diversity with time since fire in two Australian Mediterranean-climate plant communities: vegetation changes with time since fire. *Austral Ecol.* **37**, 164–174.
- Granger J. E. (1984) Fire in Forest. In: Ecological Effects of Fires in South African Ecosystems. De Booyesen P. V., Taiton N. M. (eds). Springer-Verlag, Berlin, Germany.
- Grau H. R., Veblen T. T. (2000) Rainfall variability, fire and vegetation dynamics in neotropical montane ecosystems in north-western Argentina. *Journal of Biogeography*, **27**, 1107-1121.
- Guerschman J. P., Paruelo J. M. & Burke I. C. (2003) Land use impacts on the normalized difference vegetation index in temperate Argentina. *Ecol. Appl.* **13**, 616–628.

Bibliografía

- Guevara J. M. (2005) Incendios rurales, quema de rastrojos. *Sitio Argent. Prod. Anim.*
- Gunderson L. H. (2002) *Panarchy synopsis: understanding transformations in human and natural systems*. Island Press, Washington, USA.
- Gurvich D. E., Enrico L. & Cingolani A. M. (2005) Linking plant functional traits with post-fire sprouting vigour in woody species in central Argentina. *Austral Ecol.* **30**, 789–796.
- Herrero M. L., Torres R. C. & Renison D. (2016) Do Wildfires Promote Woody Species Invasion in a Fire-Adapted Ecosystem? Post-fire Resprouting of Native and Non-native Woody Plants in Central Argentina. *Environ. Manage.* **57**, 308–317.
- Higgins S. I., Bond W. J. & Trollope W. S. (2000) Fire, resprouting and variability: a recipe for grass–tree coexistence in savanna. *J. Ecol.* **88**, 213–229.
- Hodkinson K. C. (1998) Sprouting success of shrubs after height-dependent relationships for different strategies. *Oecologia* **115**, 64–72.
- Hoffmann W. A., Orthen B. & Nascimento P. K. V. do (2003) Comparative fire ecology of tropical savanna and forest trees. *Funct. Ecol.* **17**, 720–726.
- Holling C. S. (1973) Resilience and stability of ecological systems. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **4**, 1–23.
- Holsinger L., Parks S. A. & Miller C. (2016) Weather, fuels, and topography impede wildland fire spread in western US landscapes. *For. Ecol. Manag.* **380**, 59–69.
- Holz A., Kitzberger T., Paritsis J. & Veblen T. T. (2012) Ecological and climatic controls of modern wildfire activity patterns across southwestern South America. *Ecosphere* **3**, article 103.
- Hosmer D. W. & Lemeshow S. (2000) *Applied Logistic Regression*. 2nd ed. John Wiley & Sons, Inc., New York, USA.
- Huete A., Didan K., Miura T., Rodriguez E. P., Gao X. & Ferreira L. G. (2002) Overview of

- the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. *Remote Sens. Environ.* **83**, 195–213.
- Huntley B. J. & Walker B. H. eds (1982) *Ecology of Tropical Savannas*. Springer, Berlin Heidelberg.
- Ichoku C. & Kaufman Y. J. (2005) A method to derive smoke emission rates from MODIS fire radiative energy measurements. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **43**, 2636–2649.
- Irisarri J. G. N., Oesterheld M., Paruelo J. M. & Texeira M. A. (2012) Patterns and controls of above-ground net primary production in meadows of Patagonia. A remote sensing approach (ed D. Rocchini). *J. Veg. Sci.* **23**, 114–126.
- Irisarri J. G. N., Oesterheld M., Oyarzabal M., Paruelo J. M. & Durante M. (2013) Monitoring the Ecosystem Service of Forage Production. In: *Earth Observation of Ecosystem Services* CRC Press, Boca Raton, Florida, USA.
- ITT Visual Information Solutions. 2009. IDL version 71. ITT Visual Information Solutions, Boulder, Colorado, USA.
- Ivlev V. (1961) *Experimental ecology of the feeding of fishes*. Yale University Press, New Haven, Connecticut.
- Jaureguiberry P., Bertone G. & Díaz S. (2011) Device for the standard measurement of shoot flammability in the field: flammability measurement in the field. *Austral Ecol.* **36**, 821–829.
- Jaureguiberry P. (2012) *Caracteres funcionales, flamabilidad y respuesta al fuego de especies vegetales dominantes en distintas situaciones de uso de la tierra en el centro-oeste de Argentina*. Universidad Nacional de Córdoba, Córdoba, Argentina.
- Jaureguiberry P. & Díaz S. (2015) Post-burning regeneration of the Chaco seasonally dry forest: germination response of dominant species to experimental heat shock. *Oecologia* **177**, 689–699.
- Jin Y., Randerson J. T., Goetz S. J., Beck P. S. A., Loranty M. M. & Goulden M. L. (2012)

Bibliografía

- The influence of burn severity on postfire vegetation recovery and albedo change during earl succession in North American boreal forest. *Journal Geophys. Res. Biogeosciences*. **117**, G01036, doi:10.1029/2011JG001886.
- Jobbágy E. G., Sala O. E. & Paruelo J. M. (2002) Patterns and controls of primary production in the Patagonian steppe: a remote sensing approach. *Ecology* **83**, 307–319.
- Johnson E. A., Miyanishi K. & Bridge S. R. J. (2001) Wildfire regime in the boreal forest and the idea of suppression and fuel buildup. *Conservation Biology* **15**, 1554-1557.
- Johnson E. A. & Miyanishi K. (2007) *Plant disturbance ecology: the process and the response*. Academic Press, California, USA.
- Johnstone J. F., Hollingsworth T. N., Chapin F. S. & Mack M. C. (2010) Changes in fire regime break the legacy lock on successional trajectories in Alaskan boreal forest. *Glob. Change Biol.* **16**, 1281–1295.
- Jonsson P. & Eklundh L. (2002) Seasonality extraction by function fitting to time-series of satellite sensor data. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* **40**, 1824–1832.
- Jurdao S. & Chuvieco E. (2012) Modelling Fire Ignition Probability from Satellite Estimates of Live Fuel Moisture Content. *Fire Ecol.* **7**, 77–97.
- Karlin M. S., Karlin U. O., Coirini R. O., Reati G. J. & Zapata R. M. (2013) El Chaco árido. Universidad Nacional de Córdoba.
- Keane R. E., Burgan R. & van Wagtendonk J. (2001a) Mapping wildland fuels for fire management across multiple scales: integrating remote sensing, GIS, and biophysical modeling. *Int. J. Wildland Fire* **10**, 301–319.
- Keeley J. E., Fotheringham C. J. & Morais M. (1999) Reexamining fire suppression impacts on brushland fire regimes. *Science* **284**, 1829–1832.
- Keeley J. E., Brennan T. & Pfaff A. H. (2008) Fire severity and ecosystem responses following crown fires in California shrublands. *Ecol. Appl.* **18**, 1530-1546.

Bibliografía

- Keeley J. E. (2009) Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *Int. J. Wildland Fire* **18**, 116–126.
- Keeley J. E., Pausas J. G., Rundel P. W., Bond W. J. & Bradstock R. A. (2011) Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends Plant Sci.* **16**, 406–411.
- Keeley J. E. ed (2012) Fire in Mediterranean ecosystems: ecology, evolution and management. Cambridge Univ. Press, Cambridge. United Kingdom.
- Key C. H. (2006) Ecological and sampling constraints on defining landscape fire severity. *Fire Ecol.* **2**, 34–59.
- Kinoshita A. M. & Hogue T. S. (2011) Spatial and temporal controls on post-fire hydrologic recovery in Southern California watersheds. *CATENA* **87**, 240–252.
- Kitzberger T., Veblen T. T. & Villalba R. (1997) Climatic influences on fire regimes along a rain forest-to-xeric woodland gradient in northern Patagonia, Argentina. *Journal of Biogeography* **24**, 35–47.
- Kitzberger T., Aráoz E., Gowda J. H., Mermoz M. & Morales J. M. (2012) Decreases in Fire Spread Probability with Forest Age Promotes Alternative Community States, Reduced Resilience to Climate Variability and Large Fire Regime Shifts. *Ecosystems* **15**, 97–112.
- Knapp P. A. (1998) Spatio-Temporal Patterns of Large Grassland Fires in the Intermountain West, U.S.A. *Glob. Ecol. Biogeogr. Lett.* **7**, 259–272.
- Knox K. J. E. & Clarke P. J. (2011) Fire severity and nutrient availability do not constrain resprouting in forest shrubs. *Plant Ecol.* **212**, 1967–1978.
- Krawchuk M. A., Moritz M. A., Parisien M.-A., Van Dorn J. & Hayhoe K. (2009) Global Pyrogeography: the Current and Future Distribution of Wildfire. *PLoS ONE* **4**, e5102, 1–12.
- Krawchuk M. A. & Moritz M. A. (2011) Constraints on global fire activity vary across a resource gradient. *Ecology* **92**, 121–132.

Bibliografía

- Kuenzer C., Dech S. & Wagner W. eds (2015) Remote Sensing Time Series. Springer International Publishing.
- Kunst C., Bravo S. & Panigati J. (2003) Fuego en los Ecosistemas Argentinos. INTA Ediciones, Santiago del Estero, Argentina.
- Kunst C. (2011) Ecología y uso del fuego en la región chaqueña Argentina. *Boletín informativo CIDEU*, **10**, 81-105.
- Lamont B. B., Enright N. J. & He T. (2011) Fitness and evolution of resprouters in relation to fire. *Plant Ecol.* **212**, 1945–1957.
- Lentile L. B., Holden Z. A., Smith A. M. S., Falkowski M. J., Hudak T. A., Morgan P., Lewis S. A., Paul E. Gessler P. E. & Benson N. C. (2006) Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *Int. J. Wildland Fire* **15**, 319.
- Leonard S., Kirkpatrick J. & Marsden-Smedley J. (2010) Variation in the effects of vertebrate grazing on fire potential between grassland structural types: Grazing effects on fire potential. *J. Appl. Ecol.* **47**, 876–883.
- Lhermitte S., Verbesselt J., Verstraeten W. W. & Coppin P. (2010) A pixel based regeneration index using time series similarity and spatial context. *Photogramm. Eng. Remote Sens.* **76**, 673–682.
- Lhermitte S., Verbesselt J., Verstraeten W. W. & Coppin P. (2011) A comparison of time series similarity measures for classification and change detection of ecosystem dynamics. *Remote Sens. Environ.* **115**, 3129–3152.
- Lillesand T. M., Kiefer R. W. & Chipman J. W. (2008) Remote sensing and image interpretation. John Wiley & Sons, Inc, New Jersey, USA.
- Lipoma M. L., Gurvich D. E., Urcelay C. & Díaz S. (2016) Plant community resilience in the face of fire: experimental evidence from a semi-arid shrubland: Post-fire Shrubland Community Resilience. *Austral Ecol.* **41**, 501–511.
- Lloret F., Estevan H., Vayreda J. & Terradas J. (2005) Fire regenerative syndromes of forest

Bibliografía

- woody species across fire and climatic gradients. *Oecologia* **146**, 461–468.
- López D. R., Cavallero L., Brizuela M. A. & Aguiar M. R. (2011) Ecosystemic structural-functional approach of the state and transition model: Framework for rangeland research and management. *Appl. Veg. Sci.* **14**, 6–16.
- Love G. & Downey A. (1986) The prediction of bush fires in central Australia. *Aust. Meteorol. Mag.* **34**, 93-101.
- Ludwig D., Walker B. & Holling C. S. (1997) Sustainability, stability, and resilience. *Conserv. Ecol.* **1**, article 7
- Lutz J. A., Van Wagendonk J. W., Thode A. E., Miller J. D. & Franklin J. F. (2009) Climate, lightning ignitions, and fire severity in Yosemite National Park, California, USA. *Int. J. Wildland Fire* **18**, 765–774.
- Malak A. D. & Pausas J. G. (2006) Fire regime and post-fire Normalized DifferenceVegetation Index changes in the eastern Iberian peninsula (Mediterranean basin). *International Journal of Wildland Fire* **15**, 407-413.
- Martín G. O., Nicosia M. G., Fernández M. M., Olea L., Vera J. T. & Agüero, S. N. (2014) Disponibilidad de tallos y hojas en *Trichloris pluriflora* diferido, bajo diferentes condiciones ambientales en la Llanura deprimida de Tucuman. *Rev. Agron Noroeste Argent.* **34**, 162-165.
- Martínez Carretero E. (1995) Los incendios forestales en la Argentina. *Multequina* , 105–114.
- McKenzie D., Miller C. & Falk D. A. eds (2011) The landscape ecology of fire. Springer, New York, USA.
- McLeod A. I., Hipel K. W. & Bodo B. A. (1991). Trend Analysis Methodology for Water Quality Time Series. *Environmetrics* **2**, 169-200.
- Mermoz M., Kitzberger T. & Veblen T. T. (2005) Landscape influences on occurrence and spread of wildfires in Patagonian forests and shrublands. *Ecology* **86**, 2705–2715.

Bibliografía

- Meyn A., White P. S., Buhk C. & Jentsch A. (2007) Environmental drivers of large, infrequent wildfires: the emerging conceptual model. *Prog. Phys. Geogr.* **31**, 287–312.
- Meyn A., Taylor S. W., Flannigan M. D., Thonicke K. & Cramer W. (2010) Relationship between fire, climate oscillations, and drought in British Columbia, Canada, 1920–2000. *Glob. Change Biol.* **16**, 977–989.
- Millington J. D. A., Wainwright J., Perry G. L. W., Romero-Calcerrada R. & Malamud B. D. (2009) Modelling Mediterranean landscape succession-disturbance dynamics: A landscape fire-succession model. *Environ. Model. Softw.* **24**, 1196–1208.
- Morello J. & Rodríguez A. F. eds (2009) El Chaco sin bosques: la Pampa o el desierto del futuro. 1. ed. Naciones Unidas, Buenos Aires, Argentina.
- Morello J. H. & Saravia Toledo C. (1959) El Bosque Chaqueño. *Rev. Agronómica Noroeste Argent.* **3**, 5–77.
- Moreno J. M. & Oechel W. C. (1989) Fire Intensity as a Determinant Factor of Postfire Plant Recovery in Southern California Chaparral. In: The role of fire in mediterranean type ecosystems Ecological studies. Springer-Verlag, New York.
- Moretin P. A. & Castro T. (1987) Previsao de Séries Temporais. Atual, San Pablo, Basil.
- Moritz M. A., Keeley J. E., Johnson E. A. & Schaffner A. A. (2004) Testing a basic assumption of shrubland fire management: how important is fuel age? *Front. Ecol. Environ.* **2**, 67–72.
- Norden N., Chave J., Belbenoit P. *et al.* (2009) Interspecific variation in seedling responses to seed limitation and habitat conditions for 14 Neotropical woody species. *J. Ecol.* **97**, 186–197.
- O'Connor T. G., Mulqueeny C. M. & Goodman P. S. (2011) Determinants of spatial variation in fire return period in a semiarid African savanna. *Int. J. Wildland Fire* **20**, 540.
- O'Sullivan D. & Unwin D. (2010) *Geographic Information Analysis*. 2nd ed. Wiley, New

Jersey, USA.

- Odion D. C., Frost E. J., Strittholt J. R., Jiang H., DellaSala D. A. & Moritz M. A. (2004) Patterns of Fire Severity and Forest Conditions in the Western Klamath Mountains, California. *Conserv. Biol.* **24**, 927-936.
- Odion D. C., Moritz M. A. & DellaSala D. A. (2010) Alternative community states maintained by fire in the Klamath Mountains, USA: Fire and alternative community states. *J. Ecol.* **98**, 96–105.
- Palma C. D., Cui W., Martell D. L., Robak D. & Weintraub A. (2007) Assessing the impact of stand-level harvests on the flammability of forest landscapes. *Int. J. Wildland Fire* **16**, 584-592.
- Pántano V. C., Spescha L. B., Penalba O. C. & Murphy G. M. (2014) Influencia de la variabilidad de temperatura y precipitación en la situación hídrica del suelo, en la región oriental de secano de la Argentina. *Meteorologica* **39**, 21–36.
- Parisien M.-A., Parks S. A., Krawchuk M. A., Flannigan M. D., Bowman L. M. & Moritz M. A. (2011) Scale-dependent controls on the area burned in the boreal forest of Canada, 1980–2005. *Ecol. Appl.* **21**, 789–805.
- Paritsis J., Veblen T. T. & Holz A. (2015) Positive fire feedbacks contribute to shifts from *Nothofagus pumilio* forests to fire-prone shrublands in Patagonia. *J. Veg. Sci.* **26**, 89–101.
- Parks S. A., Parisien M.-A. & Miller C. (2012) Spatial bottom-up controls on fire likelihood vary across western North America. *Ecosphere* **3**, article 12.
- Paruelo J. M., Epstein H. E., Lauenroth W. K. & Burke I. C. (1997) ANPP estimates from NDVI for the central grassland region of the United States. *Ecology* **78**, 953–958.
- Paruelo J. M., Jobbágy G. M. & Sala O. E. (1998) Biozones of Patagonia (Argentina). *Ecol. Austral* **8**, 145-153.
- Paruelo J. M. & Lauenroth W. K. (1998) Interannual variability of NDVI and its relationship

- to climate for North American shrubland and grassland. *Journal of Biogeography* **25**, 721-733.
- Paruelo J. M., Jobbágy E. G. & Sala O. E. (2001) Current Distribution of Ecosystem Functional Types in Temperate South America. *Ecosystems* **4**, 683–698.
- Paruelo J. M. (2008) La caracterización funcional de ecosistemas mediante sensores remotos. *Rev. Ecosistemas* **17**, 4-22.
- Pausas J. G. & Verdú M. (2005) Plant persistence traits in fire-prone ecosystems of the Mediterranean basin: a phylogenetic approach. *Oikos* **109**, 196–202.
- Pausas J. G. & Bradstock R. A. (2007) Fire persistence traits of plants along a productivity and disturbance gradient in mediterranean shrublands of south-east Australia. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **16**, 330–340.
- Paula S. & Pausas J. G. (2008) Burning seeds: germinative response to heat treatments in relation to resprouting ability: Post-fire germination and resprouting. *J. Ecol.* **96**, 543–552.
- Pausas J. G. & Keeley J. E. (2009) A Burning Story: The Role of Fire in the History of Life. *BioScience* **59**, 593–601.
- Pausas J. G. & Paula S. (2012) Fuel shapes the fire-climate relationship: evidence from Mediterranean ecosystems: Fuel shapes the fire-climate relationship. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **21**, 1074–1082.
- Pausas J. G. & Ribeiro E. (2013) The global fire-productivity relationship: Fire and productivity. *Glob. Ecol. Biogeogr.* **22**, 728–736.
- Pausas J. G. & Keeley J. E. (2014) Evolutionary ecology of resprouting and seeding in fire-prone ecosystems. *New Phytol.* **204**, 55–65.
- Pausas J. G., Pratt R. B., Keeley J. E. *et al.* (2016) Towards understanding resprouting at the global scale. *New Phytol.* **209**, 945–954.

Bibliografía

- Pérez-Cabello F., Echeverría M. T., Ibarra P. & De la Riva J. (2009) Effects of fire on vegetation, soil and hydrogeomorphological behaviour in Mediterranean ecosystems. En: *Earth Observations of Wildland Fires in Mediterranean Ecosystems* pp. 111–128. Springer.
- Perry D. A., Hessburg P. F., Skinner C. N., Spies T. A., Stephens S. L., Taylor A. H., Franklin J. F., McCombs B. & Riegel G. (2011) The ecology of mixed severity fire regimes in Washington, Oregon, and Northern California. *For. Ecol. Manag.* **262**, 703–717.
- Pettorelli N., Vik J. O., Mysterud A., Gaillard J.-M., Tucker C. J. & Stenseth N. C. (2005) Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends Ecol. Evol.* **20**, 503–510.
- Pickett S. T. A. & White P. S. eds (1985) *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Nachdr. Academic Press, Orlando, USA.
- Piñeiro G., Oesterheld M. & Paruelo J. M. (2006) Seasonal Variation in Aboveground Production and Radiation-use Efficiency of Temperate rangelands Estimated through Remote Sensing. *Ecosystems* **9**, 357–373.
- Piquer-Rodríguez M., Torella S., Gaviera-Pizarro G. *et al.* (2015) Effects of past and future land conversions on forest connectivity in the Argentine Chaco. *Landsc. Ecol.* **30**, 817–833.
- Quinn G. P. & Keough M. J. (2002) *Experimental design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Ray L. A., Kolden C. A. & Chapin III F. S. (2012) A Case for Developing Place-Based Fire Management Strategies from Traditional Ecological Knowledge. *Ecol. Soc.* **17**, article 37.
- Reed B. C., Brown J. F., Vander-Zee D., Loveland T. R., Merchant J. W. & Ohlen D. O. (1994) Measuring phenological variability from satellite imagery. *J. Veg. Sci.* **5**, 703–714.

Bibliografía

- Reinhardt E. D., Keane R. E., Calkin D. E. & Cohen J. D. (2008) Objectives and considerations for wildland fuel treatment in forested ecosystems of the interior western United States. *For. Ecol. Manag.* **256**, 1997–2006.
- Ridgeway, G. (2013) Generalized boosted regression models, R package version 2.1.
- Roder A., Hill J., Duguay B., Alloza J. & Vallejo R. (2008) Using long time series of Landsat data to monitor fire events and post-fire dynamics and identify driving factors. A case study in the Ayora region (eastern Spain). *Remote Sens. Environ.* **112**, 259–273.
- Roques K. G., O’connor T. G. & Watkinson A. R. (2001) Dynamics of shrub encroachment in an African savanna: relative influences of fire, herbivory, rainfall and density dependence. *J. Appl. Ecol.* **38**, 268–280.
- Rossi C. A. (2010) El Sistema Silvopastoril en la Región Chaqueña Árida y Semiárida Argentina. *Sitio Argent. Prod. Anim.* 1-22.
- Roy D. P., Boschetti L., Justice C. O. & Ju J. (2008) The collection 5 MODIS burned area product — Global evaluation by comparison with the MODIS active fire product. *Remote Sens. Environ.* **112**, 3690–3707.
- Rueda C. V., Baldi G., Veron S. R. & Jobbagy E. G. (2013) Apropiación humana de la producción primaria en el Chaco Seco. *Ecol. Austral* **23**, 44-54.
- Ruimy A. & Saugier B. (1994) Methodology for the estimation of terrestrial net primary production from remotely sensed data. *J. Geophys. Res.* **99**, 5263-5283.
- San Miguel-Ayanz J., Moreno J. M. & Camia A. (2013) Analysis of large fires in European Mediterranean landscapes: Lessons learned and perspectives. *For. Ecol. Manag.* **294**, 11-22.
- Santana V. M. & Marrs R. H. (2014) Flammability properties of British heathland and moorland vegetation: Models for predicting fire ignition. *J. Environ. Manage.* **139**, 88-96.
- Sarmiento G. (1963) Las comunidades vegetales del chaco semiárido santiagueño.

Bibliografía

Universidad Nacional de Buenos Aires, Buenos Aires, Argentina.

- Saura-Mas S., Paula S., Pausas J. G. & Lloret F. (2010) Fuel loading and flammability in the Mediterranean Basin woody species with different post-fire regenerative strategies. *Int. J. Wildland Fire* **19**, 783–794.
- Scheffer M., Carpenter S., Foley J. A., Folke C. & Walker B. (2001) Catastrophic shifts in ecosystems. *Nature* **413**, 591–596.
- Schwartz M. D. (2003) Phenology: an integrative environmental science. Kluwer Acad. London, United Kingdom.
- Schwilk D. W. (2003) Flammability Is a Niche Construction Trait: Canopy Architecture Affects Fire Intensity. *Am. Nat.* **162**, 725–733.
- Sheskin D. J. (2004) Handbook of Parametric and Nonparametric Statistical Procedures. Third. Chapman & Hall, New York, USA.
- Shive K. L., Sieg C. H. & Fulé P. Z. (2013) Pre-wildfire management treatments interact with fire severity to have lasting effects on post-wildfire vegetation response. *For. Ecol. Manag.* **297**, 75–83.
- Staver A. C., Archibald S. & Levin S. A. (2011) The global extent and determinants of savanna and forest as alternative biome states. *Science* **334**, 230–232.
- Stocks B. J., Mason J. A., Todd J. B. *et al.* (2002) Large forest fires in Canada, 1959–1997. *J. Geophys. Res.* **108**, DI 8149.
- Sullivan A. L. (2009) Wildland surface fire spread modelling, 1990–2007. 3: Simulation and mathematical analogue models. *Int. J. Wildland Fire* **18**, 387.
- Sutradhar B. C., MacNeil I. B. & Dagum E. B. (1995) A simple test for stable seasonality. *J. Stat. Planning Inference* **43**, 157–167.
- Swetnam T. W. & Baisan C. H. (1996) Historical Fire Regime Patterns in the Southwestern United States Since AD 1700. In: Fire Effects in Southwestern Forests. Second La Mesa

Bibliografía

- Fire Symposium. Department of Agriculture, New Mexico.
- Tálamo A. & Caziani S. M. (2003) Variation in woody vegetation among sites with different disturbance histories in the Argentine Chaco. *For. Ecol. Manag.* **184**, 79–92.
- Texeira M., Oyarzabal M., Pineiro G., Baeza S. & Paruelo J. M. (2015) Land cover and precipitation controls over long-term trends in carbon gains in the grassland biome of South America. *Ecosphere* **6**, 1–21.
- Thomas J. A., White J. D. & Murray D. B. (2016) Tree species influence woodland canopy characteristics and crown fire potential. *For. Ecol. Manag.* **362**, 169-176.
- Tiedemann J. L. (2011) Fenología del bosque de las subregiones naturales: Chaco Semiárido y Chaco Serrano, de Santiago del Estero, Argentina. *Ecol. Apl.* **10**, 51–59.
- Torrella S. A. & Adámoli J. (2006) Situación ambiental de la Ecorregión del Chco Seco. En: Situación Ambiental Argentina 2005. Fundación Vida Silvestre Argentina, Buenos Aires, Argentina.
- Torrella S. A., Oakley L. J., Guinzburg R. G., Adamoli J. M. & Galetto L. (2011) Estructura, composición y estado de conservación de la comunidad de plantas leñosas del bosque de tres quebrachos en el Chaco Subhúmedo Central. *Ecol. Austral.* **21**, 177-188.
- Torres R. C. & Renison D. (2016) Indirect facilitation becomes stronger with seedling age in a degraded seasonally dry forest. *Acta Oecologica* **70**, 138-143.
- Turner M. G., Gardner R. H., Dale V. H. & O'Neill R. V. (1989) Predicting the Spread of Disturbance across Heterogeneous Landscapes. *Oikos* **55**, 121-129.
- Turner M. G. & William H. R. (1994) Landscape dynamics in crown fire ecosystems. *Landsc. Ecol.* **9**, 59-77.
- Turner M. G., Romme W. H., Gardner R. H. & Hargrove W. W. (1997) Effects of fire size and pattern on early succession in Yellowstone National Park. *Ecol. Monogr.* **67**, 411–433.

Bibliografia

- Turner M. G., Romme W. H. & Gardner R. H. (1999) Prefire heterogeneity, fire severity, and early postfire plant reestablishment in subalpine forests of Yellowstone National Park, Wyoming. *Int. J. Wildland Fire* **9**, 21–36.
- Turner M. G., Romme W. H. & Tinker D. B. (2003) Surprises and lessons from the 1988 Yellowstone fires. *Front. Ecol. Environ.* **1**, 351–358.
- Turner M. G. (2010) Disturbance and landscape dynamics in a changing world. *Ecology* **91**, 2833–2849.
- Underwood A. J. (1997) *Experiments in Ecology*. Cambridge Univ. Press.
- van der Werf G. R., Randerson J. T., Giglio L., Gobron N. & Dolman A. J. (2008) Climate controls on the variability of fires in the tropics and subtropics. *Glob. Biogeochem. Cycles* **22**, GB3028.
- Van Langevelde F., Van De Vijver C. A., Kumar L. *et al.* (2003) Effects of fire and herbivory on the stability of savanna ecosystems. *Ecology* **84**, 337–350.
- Van Leeuwen W. J. (2008) Monitoring the effects of forest restoration treatments on post-fire vegetation recovery with MODIS multitemporal data. *Sensors* **8**, 2017–2042.
- Van Leeuwen W. J. D., Casady G. M., Neary D. G. *et al.* (2010) Monitoring post-wildfire vegetation response with remotely sensed time-series data in Spain, USA and Israel. *Int. J. Wildland Fire* **19**, 75.
- Van Nes E. H., Hirota M., Holmgren M. & Scheffer M. (2014) Tipping points in tropical tree cover: linking theory to data. *Glob. Change Biol.* **20**, 1016–1021.
- Veblen T. T., Kitzberger T., Villalba R., Donnegan J. (1999) Fire history in northern patagonia: the roles of humans and climatic variation. *Ecological Monographs* **69**, 47–67.
- Vera F. W. M. (2000) *Grazing ecology and forest history*. CABI Pub, Wallingford, Oxon ; New York, NY.

Bibliografía

- Veraverbeke S., Lhermitte S., Verstraeten W. W. & Goossens R. (2010) The temporal dimension of differenced Normalized Burn Ratio (dNBR) fire/burn severity studies: The case of the large 2007 Peloponnese wildfires in Greece. *Remote Sens. Environ.* **114**, 2548–2563.
- Veraverbeke S., Gitas I., Katagis T., Polychronaki A., Somers B. & Goossens R. (2012) Assessing post-fire vegetation recovery using red–near infrared vegetation indices: Accounting for background and vegetation variability. *ISPRS J. Photogramm. Remote Sens.* **68**, 28–39.
- Verzino G., Joseau J., Dorado M., Gellert E., Rodríguez Reartes S. & Nóbile R. (2005) Impacto de los incendios sobre la diversidad vegetal, Sierras de Córdoba, Argentina. *Ecol. Apl.* **4**, 25–34.
- Volante J. N., Alcaraz-Segura D., Mosciaro M. J., Viglizzo E. F. & Paruelo J. M. (2012) Ecosystem functional changes associated with land clearing in NW Argentina. *Agric. Ecosyst. Environ.* **154**, 12–22.
- Volante J. N. & Paruelo J. M. (2015) Is forest or Ecological Transition taking place? Evidence for the Semiarid Chaco in Argentina. *J. Arid Environ.* **123**, 21–30.
- Wallace L. L. (2004) *After the fires: the ecology of change in Yellowstone National Park*. 1st ed. Yale University Press, London, United Kingdom.
- Wang Q. & Takahashi H. (1999) A land surface water deficit model for an arid and semiarid region: Impact of desertification on the water deficit status in the Loess Plateau, China. *J. Clim.* **12**, 244–257.
- Warman L. & Moles A. T. (2009) Alternative stable states in Australia's Wet Tropics: a theoretical framework for the field data and a field-case for the theory. *Landsc. Ecol.* **24**, 1–13.
- Wastl C., Schunk C., Lüpke M. *et al.* (2013) Large-scale weather types, forest fire danger, and wildfire occurrence in the Alps. *Agric. For. Meteorol.* **168**, 15–25.

- Whelan R. J. (1995) *The Ecology of Fire*. Cambridge University Press, Cambridge United Kingdom.
- Wittenberg L., Malkinson D., Beerli O., Halutzy A. & Tesler N. (2007) Spatial and temporal patterns of vegetation recovery following sequences of forest fires in a Mediterranean landscape, Mt. Carmel Israel. *CATENA* **71**, 76-83.
- Wood S. N. (2006) *Generalized Additive Models: an introduction with R*. Chapman & Hall, London, United Kingdom.
- Yue S., Pilon P. & Cavadias G. (2002) Power of the Mann–Kendall and Spearman’s rho tests for detecting monotonic trends in hydrological series. *J. Hydrol.* **259**, 254–271.
- Zak M. R. & Cabido M. (2002) Spatial patterns of the Chaco vegetation of central Argentina: Integration of remote sensing and phytosociology. *Appl. Veg. Sci.* **5**, 213–226.
- Zarrilli R. F. (2004) Historia y economía del bosque chaqueño: la mercantilización de los recursos forestales (1890-1950). *Anuario IEHS* **19**, 255-283.
- Zhang Q., Middleton E. M., Cheng Y.-B. & Landis D. R. (2013) Variations of Foliage Chlorophyll fAPAR and Foliage Non-Chlorophyll fAPAR at the Harvard Forest. *IEEE J. Sel. Top. Appl. Earth Obs. Remote Sens.* **6**, 2254–2264.
- Zhang X., Friedl M. A., Schaaf C. B. *et al.* (2003) Monitoring vegetation phenology using MODIS. *Remote Sens. Environ.* **84**, 471–475.
- Zuur A. F., Ieno E. N. & Smith G. M. (2007) *Analysing ecological data*. Springer, London, United Kingdom.

APÉNDICE A

Descripción de las categorías de mapa utilizadas para delimitar las coberturas vegetales

GlobCover 2000 (2000-2004)			GlobCover 2005 (2005-2008) y GlobCover 2009 (2009-2010)	
	Categorías	Descripción	Categorías	Descripción
Bosque	10	Bosque perenne Cobertura arbórea > 70 %. Altura > 5 m.	40	Bosque perenne o semi-deciduo Abierto a cerrado Cobertura arbórea > 15 %. Altura > 5 m
	20, 22, 24	Bosque deciduo o semideciduo. Cobertura arbórea > 40 %. Altura > 5 m.		
	120	Bosque deciduo de montaña, >500 m.s.n.m Cobertura arbórea > 70 %. Altura > 5 m.	50	Bosque deciduo cerrado Cobertura arbórea > 40 %. Altura > 5 m
Arbustal	64	Arbustal Abierto Coberturas arbustiva > 20 % Altura leñosas < 5 m.	110	Mosaico de Arbustal y Bosque (50-70 %) Parches de Pastizal (20-30 %) Altura menor a 5m.
	65	Arbustal Abierto Coberturas arbustiva > 20 % Altura leñosas < 5 m.	130	Arbustal abierto a cerrado. Cobertura mayor a 15 %. Altura menor a 5m.
Pastizal	61	Sabana arbustiva, Cobertura herbácea > 10 %, Cobertura arbustiva entre 10 a 20 %.	30	Mosaico de Arbustal, Bosque y Pastizal (50-70 %) Parches de cultivo (20-50 %).
	63	Pastizal periódicamente inundado.		
	71	Pastizal abierto Cobertura herbácea 10-40 %	120	Mosaico de Pastizal (50-70 %) Parches de Arbustal y Bosque (20-50 %).
Cultivo	50	Agricultura intensiva Cobertura de cultivo o pasturas > 70 %	14	Agricultura en secano
	51	Mosaico de agricultura y bosque degradado	20	Mosaico de cultivos en secano (50-70 %) Parches de Arbustal, Pastizal y Bosque (20-50 %).

APENDICE B

B.1 Modelo de Monteith de la Productividad vegetal e índices de vegetación

La productividad aérea de la vegetación puede ser estimada mediante el modelo de Monteith (Ecuación 1), el cual permite relacionar en forma directa la productividad primaria aérea neta (PPAN) con los índices de vegetación NDVI y EVI (Alcaraz-Segura *et al.*, 2014). Según el modelo de Monteith la PPAN es producto de tres componentes, 1) la “radiación fotosintéticamente activa” (RFA) que llega a la tierra, la cual es la luz que llega a la superficie de la tierra y permite la fotosíntesis de las plantas; 2) la “fracción de la radiación fotosintéticamente activa absorbida” por las plantas (fRFAA) y 3) la “eficiencia en el uso de radiación” (EUR) que poseen las plantas (Ecuación 1), la cual es la eficiencia con la cual las plantas usan la luz para fijar carbono.

$$PPAN_{(g * m^{-2} * año^{-1})} = RFA_{(Mj * m^{-2} * año^{-1})} * fRFAA * EUR_{(g * Mj^{-1})} \quad \text{Ecuación 1}$$

-g: gramos de biomasa vegetal fijada por fotosíntesis.

-m: metros.

-Mj: mega joules de luz solar.

El modelo indica que la vegetación genera nueva biomasa (PPAN) a medida que la RFA es absorbida y utilizada para generar nuevos tejidos vegetales. Para poder realizar una estimación de la productividad primaria neta a partir del modelo de Monteith es necesario obtener buenas estimaciones de cada uno de los parámetros de la ecuación. La RFA corresponde a la luz solar comprendida en el rango de los 0,4 a 0,7 μm (Chuvieco, 2002). Actualmente existen buenas estimaciones de la RFA para distintas partes del planeta en diferentes épocas del año (Irisarri *et al.*, 2013). Las estimaciones para la EUR se realizan a través de estudios de laboratorio o a campo en condiciones controladas para las diferentes especies presentes en el ecosistema (Piñeiro *et al.*, 2006). Mientras que la fRFAA puede ser estimada a través de los índices de vegetación NDVI y EVI, ya que los mismos se hallan fuertemente correlacionados a la actividad fotosintética de las plantas y el índice de área foliar específica (Ruimy & Saugier, 1994; Piñeiro *et al.*, 2006; Zhang *et al.*, 2013). Sin embargo, la generación de biomasa vegetal es un proceso dinámico y continuo con un ciclo

anual, mientras que las mediciones de NDVI o EVI se realizan en forma puntual. No obstante, para los índices de vegetación obtenidos a través de sensores de alta resolución temporal como MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) es posible obtener una estimación de la fRFAA anual integrando todas las mediciones realizadas en el año (NDVI-I) (Paruelo *et al.*, 1997; Piñeiro *et al.*, 2006; Alcaraz-Segura *et al.*, 2014). Por lo tanto, el NDVI-I calculado para una cobertura vegetal determinada, es un estimador confiable de las variaciones inter e intra-anales en la PPA para un tipo de vegetación determinada.

B.2 Fenología vegetal y series temporales de índices de vegetación

La fenología de las plantas estudia el ciclo vegetativo de las mismas a lo largo del año (Schwartz, 2003). Por lo tanto el estudio de la misma es de gran utilidad para comprender la respuesta de la vegetación ante las variaciones climáticas y los disturbios. Mediante el uso de índices de vegetación no es posible captar todas las etapas de ciclo fenológico, como por ejemplo la floración y la fructificación (Schwartz, 2003; Kuenzer *et al.*, 2015). Sin embargo, mediante la estimación de atributos funcionales es posible detectar las diferentes etapas del ciclo vegetativo y cuantificar el proceso productivo anual (Jobbágy *et al.*, 2002; Zhang *et al.*, 2003; Pettorelli *et al.*, 2005). Entre los atributos funcionales satelitales se pueden mencionar:

-Nivel mínimo de la actividad fotosintética: este es el mínimo valor de índice de vegetación registrado por el sensor. En el hemisferio sur ocurre en los meses de invierno y principios de primavera y está fuertemente influenciado por la presencia de especies anuales y deciduas.

-Nivel máximo de la actividad fotosintética: este es el máximo valor de índice de vegetación registrado por el sensor. En el hemisferio sur ocurre durante el verano y está fuertemente relacionado al nivel de productividad de la vegetación.

-Fecha de inicio y finalización de la estación de crecimiento: representan las fechas que marcan el inicio y la finalización del ciclo vegetativo. Operativamente puede definirse como fechas estimadas para los puntos de inflexión detectados en los modelos de vegetación.

-**Duración de la estación de crecimiento:** representa la duración del ciclo vegetativo y puede definirse como número de días entre el inicio y finalización de la estación de crecimiento.

-**Estacionalidad fotosintética:** representa una medida de la variación intra-anual de la actividad fotosintética.

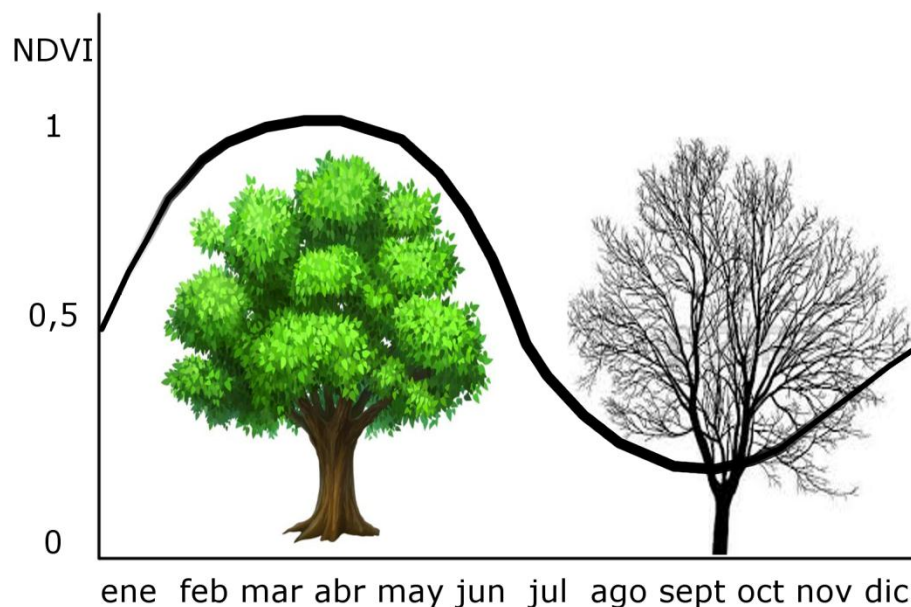
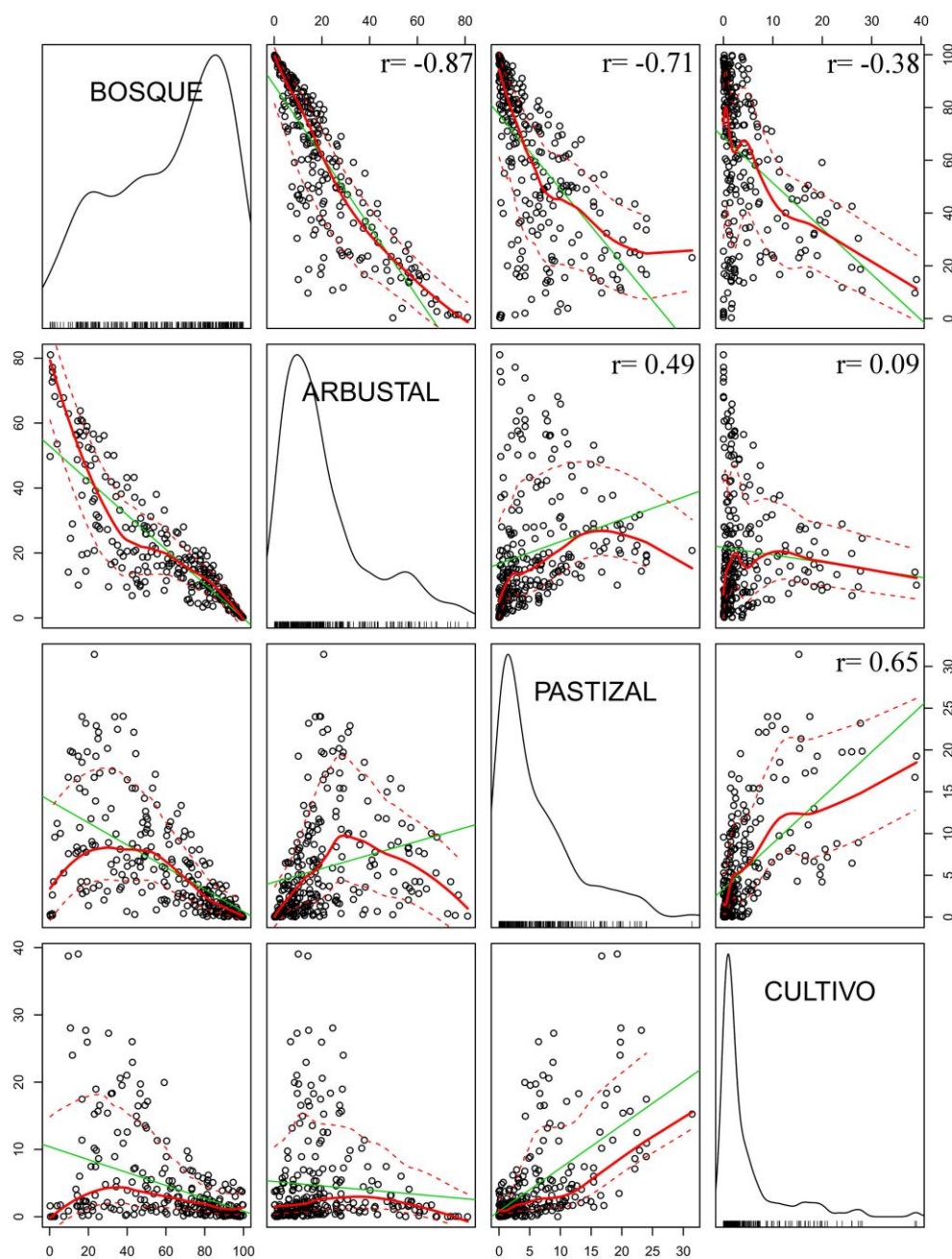


Figura B.1. Representación esquemática para el hemisferio sur de la relación entre el ciclo anual de la vegetación caducifolia y el índice de vegetación NDVI.

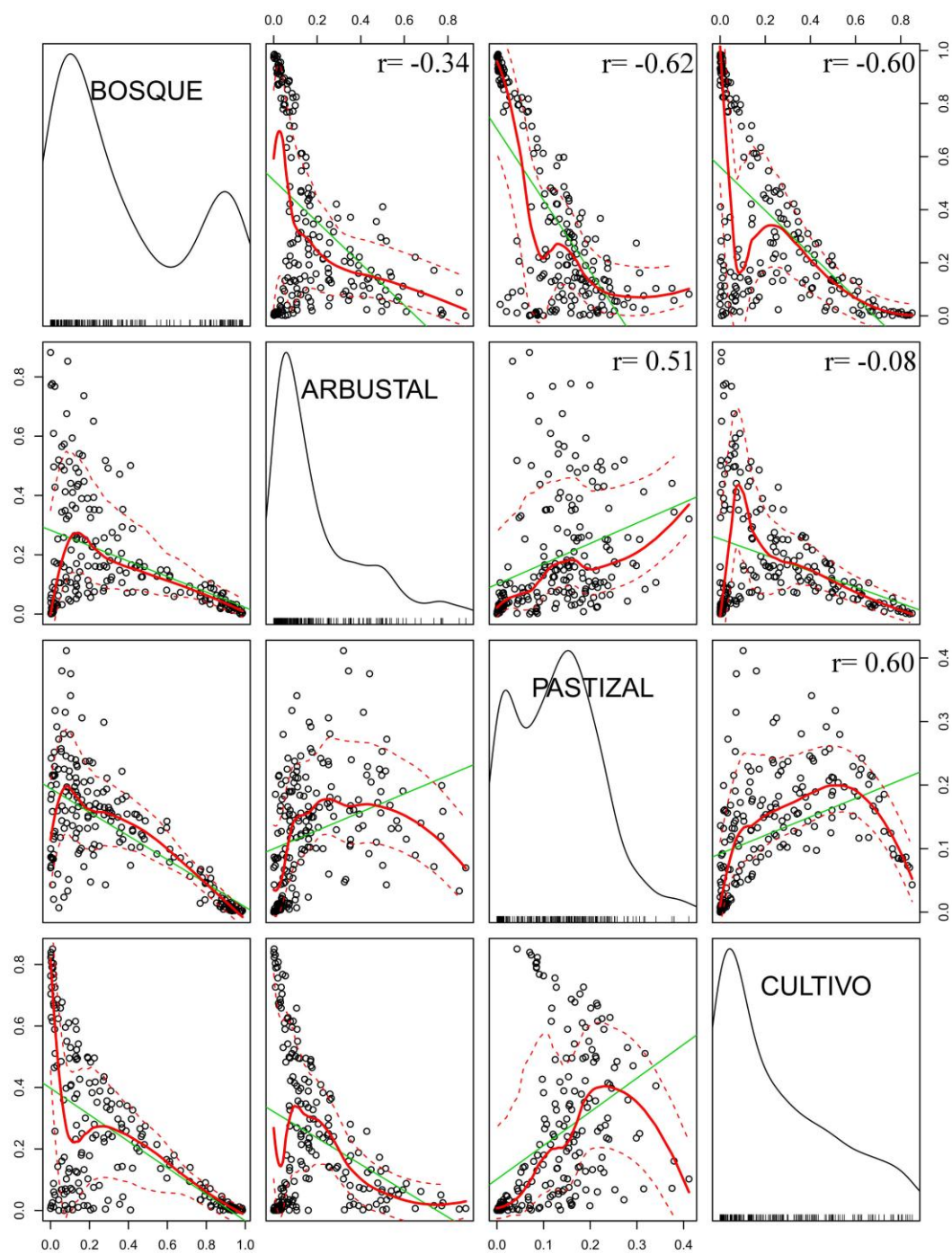
APENDICE C

Gráficos de dispersión entre el porcentaje de superficie ocupada por cada cobertura en los paisajes de las regiones árida y semiárida. r : coeficiente de correlación de Pearson

REGIÓN ÁRIDA



REGIÓN SEMIÁRIDA



APENDICE D

Método de estimación de carga ganadera propuesto por Rueda et al., (2013)

Tabla D.1: Valores de peso según categorías obtenidas de Rueda *et al.*, (2013)

Categoría	Peso (kg)	Categoría	Peso (kg)
Ternero	100	Cabrito	6
Vaquillona	200	Cabrilla	15
Vaca	400	Cabra	25
Novillito	250	Capón	30
Novillo	350	Macho reproductor	40
Torito	350	Sin clasificar	6
Toro	600		
Sin clasificar	100		

Mediante los datos del Censo Nacional Agropecuario 2002 se estimó la cantidad de toneladas de ganado vivo en pie en cada una de los departamentos de las provincias de Catamarca, Chaco, Córdoba, Formosa, Jujuy, La rioja, Salta, San Luis, Santiago del Estero y Tucumán. Luego mediante el programa Qgis 2.4 aplicó la siguiente ecuación que permite estimar la cantidad toneladas de ganado vivo presente en cada paisaje en forma proporcional a a la cantidad de suelo apto para cría de ganado (pecuario) dentro de cada paisaje.

$$Ganado (t) = \frac{Suelo pecuario paisaje (ha) \times Total ganado departamneto (t)}{Suelo pecuario departamento (ha)}$$

Se consideraron como suelo pecuario las coberturas de bosque, arbustal y pastizal, las cuales coinciden con las categorías de pasturas y vegetación natural por Rueda *et al.*, (2013). Para determinar la cobertura vegetal se utilizó el mapa Globcover 2005.

APÉNDICE E

Análisis de correlación entre las variables explicativas para todas las parcelas en estudio.

Tabla E.1. Análisis de correlación de Spearman entre las variables explicativas. En gris se marcan los valores de $|r| \geq 0,7$ que fue el umbral utilizado para descartar entre pares de variables. Las variables retenidas se resaltan en negrita en la primera columna.

Variable	Nivel mínimo pre-incendio	Nivel máximo pre-incendio	Duración estación de crecimiento pre-incendio	Estacionalidad fotosintética pre-incendio	NDVI-I pre-incendio	Precipitación 2004-2011
Nivel mínimo pre-incendio	-					
Nivel máximo pre-incendio	0,67					
Duración Estación de crecimiento pre-incendio	0,4	0,68				
Estacionalidad fotosintética pre-incendio	-0,81	0,01	-0,2			
NDVI-I pre-incendio	0,73	0,92	0,81	-0,44		
Precipitación 2004-2011	-0,46	0,02	0,23	0,5	0,02	

Proceso de descarte de variables: cuando dos variables poseen un nivel de correlación $|r| \geq 0,7$ se selecciona una de las dos variables, dejando aquella que tenga un mayor significado biológico, lo cual facilita la interpretación de los datos.

La duración de la estación de crecimiento pre-incendio fue seleccionada para el modelo de regresión logística del análisis de la probabilidad post-incendio de permanecer como bosque (resistencia estructural). Se prefirió esta variable ya que el NDVI-I pre-incendio no presentaba diferencias entre parcelas que permanecieron como bosque y las que pasaron a un estado sucesional de arbustal.

El NDVI-I pre-incendio fue elegido en el modelo de regresión de la diferencia porcentual

(resiliencia funcional) debido a que la productividad pre-incendio es un estimador de las condiciones que determinan la productividad de la vegetación y del vigor pre-incendio de la vegetación.